Deutscher Bundestag **Drucksache 14/8792**
14. Wahlperiode 15. 04. 2002

Unterrichtung

durch die Bundesregierung

Umweltgutachten 2002
des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

Für eine neue Vorreiterrolle

Zugeleitet mit Schreiben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 11. April 2002.

Vorwort

Fortschritte der europäischen und der globalen Umweltpolitik erfordern nach bisheriger Erfahrung nationale Vorreiter. Für die Entwicklung innovativer Problemlösungen haben hoch entwickelte Länder wie Deutschland nicht nur gute Voraussetzungen, sie profitieren in aller Regel auch von umweltpolitischen Pionierleistungen.

Bereits unter der Regierung Brandt wurden institutionelle Neuerungen eingeführt, die in der heutigen Debatte um die Integration des Umweltschutzes in alle Politikbereiche wieder aktuell geworden sind. Ebenso wurden frühzeitig die Grundlagen für eine führende Rolle Deutschlands im Export von Umwelttechnik gelegt. Unter der Regierung Kohl hat Deutschland im Bereich der Luftreinhaltung, des Klimaschutzes und der Abfallwirtschaft eine Pionierrolle für die Entwicklung der internationalen Umweltpolitik eingenommen.

Die rot-grüne Bundesregierung hat diese Rolle im Klimaschutz – zum Beispiel durch das international beachtete „Erneuerbare-Energien-Gesetz“ – ausgebaut. Sie strebt mit dem Konzept der „ökologischen Modernisierung“ eine breite Innovationsorientierung in der Wirtschaft an. Auch in Politikfeldern wie der Landwirtschaft und dem Verkehrssektor besteht die Chance, Neuerungen einzuleiten, die nicht nur ökologische und ökonomische Vorteile bringen, sondern auch Beiträge zu einer Weiterentwicklung der europäischen und der internationalen Umweltpolitik leisten können.

Eine umfassende Modernisierung der Umweltpolitik ist unerlässlich vor allem im Hinblick auf hartnäckige Umweltprobleme wie etwa Belastungen aus diffusen Quellen und auf sektorale Trends, die mit den bisherigen Mitteln nicht wirksam aufzuhalten sind. In der Lösung dieser „persistenten“ Umweltprobleme mit einem teilweise hohen Schadenspotenzial liegt die strategische Herausforderung der Umweltpolitik für die kommenden Jahre. Umweltpolitik muss hier nicht nur ihr Instrumentarium erweitern. Sie muss auch über ihren engen Kompetenzbereich hinausgehen. Sie muss die Verursacherbereiche mit den zu lösenden Problemen konfrontieren und deren Innovationspotenziale im Interesse einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung möglichst weitgehend ausschöpfen.

In diesem Sinne betont das vorliegende Umweltgutachten 2002 die Chancen und Notwendigkeiten einer innovationsorientierten Vorreiterrolle und kritisiert gegenläufige Entwicklungen.

Adressat dieses Gutachtens ist die Bundesregierung insgesamt. Beurteilungen und Empfehlungen richten sich also nicht nur an das Bundesumweltministerium, sondern auch an die anderen Ressorts. Darüber hinaus wendet sich das Gutachten auch an die Parlamente, an die Länderregierungen, an die Wissenschaft und nicht zuletzt an die interessierte Öffentlichkeit.

Im Mai 2000 wurde der Umweltrat fast vollständig neu besetzt. Ihm gehören seitdem folgende Mitglieder an:

Prof. Dr. jur. Gertrude Lübbe-Wolff, Bielefeld (Vorsitzende),

Prof. Dr. phil. Martin Jänicke, Berlin (Stellvertretender Vorsitzender),

Prof. Dr.-Ing. Max Dohmann, Aachen,

Prof. Dr. med. Thomas Eikmann, Gießen,

Prof. Dr. rer. hort. Christina von Haaren, Hannover,

Prof. Dr. rer. pol. Peter Michaelis, Augsburg,

Prof. Dr. phil. Konrad Ott, Greifswald.

Während der Erarbeitung dieses Gutachtens hat auch ein Wechsel in der Leitung der Geschäftsstelle des Umweltrates stattgefunden. DirProf Dr. rer. nat. Hubert Wiggering, der die Geschäftsstelle als Generalsekretär seit August 1993 geleitet hatte, ist im März 2001 ausgeschieden. Seit Oktober 2001 liegt die Leitung der Geschäftsstelle in den Händen von Generalsekretär Dr. phil. Christian Hey, der mit großem Engagement nicht nur seine administrativen Aufgaben in Angriff genommen, sondern auch die inhaltliche Arbeit am vorliegenden Gutachten durch seine Beteiligung intensiv gefördert hat. Während der Vakanz hat Dipl.-Volkswirt Lutz Eichler die Geschäftsstelle geleitet und mit dankenswertem Einsatz dafür gesorgt, dass die Ratsarbeit wohlorganisiert weitergehen konnte.

Zum wissenschaftlichen Mitarbeiterstab des Umweltrates gehörten beim Abschluss des Gutachtens: Dr. rer. nat. Helga Dieffenbach-Fries, Dr. rer. pol. Ralf Döring (Greifswald), Dr. rer. pol. Tobias Jäger, Dipl.-Politologe Helge Jörgens, Dr. rer. nat. László Kacsóh, Dipl.-Ing. Stephan Köster (Aachen), Dipl.-Ing. Tanja Leinweber (Hannover), Iris Ober (Bielefeld), Dr. jur. Moritz Reese, Dr. rer. nat. Heike Seitz (Gießen), Dipl.-Politologe Axel Volkery (Berlin), Dipl.-Physiker Tobias Wiesenthal, Dipl.-Ökonom Peter Lorenz Zerle (Augsburg).

Während der Erarbeitung des Gutachtens sind im Laufe des Jahres 2001 aus dem Mitarbeiterstab ausgeschieden: Dipl.-Biologe Thomas Beil, Dr. rer. nat. Jürgen Franzaring, Dipl.-Geoökologe Michael Hahn, Dr. rer. pol. Armin Sandhövel, Ass. jur. Michael Schmalholz, Dipl.-Chemikerin/Ass. jur. Anja Schmolke.

Die späte Berufung des neuen Rates, der Wechsel in der Geschäftsführung und von vielen wissenschaftlichen Mitarbeitern im Jahre 2001 und die damit verbundenen, oft mehrmonatigen Vakanzen sowie notwendige Vorbereitungen auf den für das Frühjahr 2002 geplanten Umzug nach Berlin haben zu erschwerten Arbeitsbedingungen für alle Beteiligten und zu einem erheblichen Zeitdruck bei der Erstellung des Umweltgutachtens 2002 beigetragen.

Zu den ständigen Mitarbeiterinnen der Geschäftsstelle gehörten beim Abschluss des Gutachtens: Diplom-Sekretärin Klara Bastian, Dipl.-Bibliothekarin Ursula Belusa, Efim Borodowski, Dipl.-Biologin Yvonne Kiefer, Sabine Krestan, Bettina Muntetschiniger, Petra Schäfer, Dipl.-Verwaltungswirtin Jutta Schindehütte, Dagmar Schlinke, Gabriele Stellmacher.

Die seit April 1999 von Dr.-Ing. Ingeborg Niestroy geleitete und beim Umweltrat angesiedelte Koordinationsstelle des Netzwerkes der Europäischen Umwelträte (EEAC), der so genannte Focal Point, wird im Mai 2002 zum niederländischen Forschungsrat für Raumplanung, Umwelt und Naturschutz (Raad voor Ruimtelijk, Milieu- en Natuuronderzoek – RMNO) in Den Haag überwechseln.

Der Umweltrat dankt den Vertretern der Ministerien und Ämter des Bundes und der Länder, insbesondere dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie der Leitung und den Mitarbeitern des Umweltbundesamtes, des Statistischen Bundesamtes und des Bundesamtes für Naturschutz, ebenso wie allen Personen und Institutionen, die den Umweltrat bei der Erarbeitung des Gutachtens unterstützt haben.

Auch für dieses Gutachten hat der Umweltrat auf externen Sachverstand zurückgegriffen. In das Gutachten eingeflossen ist eine Ausarbeitung von Prof. Dr. med. Dr. rer. nat. Heinz-Erich Wichmann (Direktor des Instituts für Epidemiologie, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg) zum Thema „Immissionsschutz – Stoffliche Immissionen".

Zuarbeit durch Textentwürfe oder Kommentare zu Textentwürfen leisteten Frau Yvonne Becker und Dr. jur. Bernhard Wegener, Universität Bielefeld, Dipl.-Verwaltungswissenschaftler Roland Zieschank, Forschungsstelle für Umweltpolitik Berlin, Dipl.-Ökonom Jochen Schwarzbauer und Dipl.-Ökonom Jürgen Dietz, Universität Augsburg und Dr. rer. oec. Hans-Joachim Ziesing, DIW Berlin.

Der Umweltrat hat außerdem zahlreiche Fachgespräche und eingehende Diskussionen mit Wissenschaftlern aus verschiedenen Fachdisziplinen und mit Politikern, Vertretern von Ministerien und Behörden sowie Verbandsvertretern geführt. Der Umweltrat dankt allen an der Erarbeitung des Umweltgutachtens Beteiligten. Besonderen Dank möchte der Rat an dieser Stelle denjenigen wissenschaftlichen und nicht wissenschaftlichen Mitarbeitern aussprechen, die wegen des bevorstehenden Umzuges der Geschäftsstelle demnächst ausscheiden werden und mit nicht nachlassender Einsatzbereitschaft daran mitgearbeitet haben, dass trotz der Schwierigkeiten, die in dieser Gutachtenperiode zu bewältigen waren, das Gutachten plangemäß fertig gestellt werden konnte.

Wiesbaden, im März 2002

Max Dohmann, Thomas Eikmann, Christina von Haaren, Martin Jänicke, Gertrude Lübbe-Wolff, Peter Michaelis, Konrad Ott

Redaktionsschluss: 31. Januar 2002

Inhalt

Seite

Seite

Seite

Seite

Anhang

Verzeichnis der Tabellen im Text Seite

Verzeichnis der Abbildungen im Text Seite

Kurzfassung

1 Ethische und konzeptionelle Grundlagen dauerhaft-umweltgerechter Entwicklung

1.* Seit der Verabschiedung der Agenda 21 auf der Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro 1992 ist „Nachhaltigkeit“ zu einem zentralen Begriff der internationalen wie auch der nationalen Umweltpolitik geworden. Rund zehn Jahre nach der Verabschiedung der Agenda 21 zeigt sich in der Nachhaltigkeitsdiskussion allerdings eine problematische Entwicklung. Sowohl in der wissenschaftlichen als auch in der politischen Debatte wird der Ausdruck „nachhaltige Entwicklung“ inflationär und zunehmend willkürlich verwendet. Dies macht eine Rückbesinnung auf die normativen und konzeptionellen Grundlagen einer nachhaltigen, d. h. dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung erforderlich.

2.* Nachhaltigkeit ist und bleibt eine regulative Idee zum langfristigen Umgang mit natürlichem Kapital. Das in Deutschland politisch einflussreiche Drei-Säulen-Konzept hat zunächst zu einer Aufwertung der Umweltbelange geführt, da es die Gleichrangigkeit von ökonomischer, ökologischer und sozialer Entwicklung postuliert. Ergebnisse von Forschungsprojekten, die mit diesem Konzept arbeiten, wie auch der politische Umgang mit diesem Konzept machen allerdings deutlich, dass das Drei-Säulen-Konzept zu einer Art Wunschzettel verkommt, in den jeder Akteur einträgt, was ihm wichtig erscheint. Das Konzept begünstigt damit zunehmend willkürliche Festlegungen.

3.* Weitgehend einig ist man sich darüber, dass der Nachhaltigkeitsidee eine Grundvorstellung intergenerationeller Gerechtigkeit zugrunde liegt. Im Übrigen weichen aber die Auffassungen darüber, was Nachhaltigkeit genau bedeutet, schon auf der konzeptionellen Ebene voneinander ab. Unterschieden wird insbesondere zwischen schwacher Nachhaltigkeit, starker Nachhaltigkeit und einer vermittelnden Position. Die Unterschiede zwischen diesen Grundkonzepten beruhen insbesondere auf unterschiedlichen Annahmen über die Substituierbarkeit zwischen Natur- und Sachkapital, die Kompensation von Schäden und die Diskontierung zukünftiger Ereignisse. Das Konzept starker Nachhaltigkeit geht von der Annahme aus, dass vorhandenes Naturkapital im Grundsatz als solches konstant gehalten werden muss, weil verbrauchtes Naturkapital in der Regel nicht durch andere Kapitalformen wie Sachkapital oder Humankapital ersetzt werden kann. Im Konzept schwacher Nachhaltigkeit wird dagegen nur die Verpflichtung anerkannt, künftigen Generationen einen *insgesamt* ungeschmälerten Kapitalstock zu hinterlassen, wobei Naturgüter prinzipiell unbegrenzt durch andere Güter ersetzt werden können. Anhänger des Konzepts schwacher Nachhaltigkeit neigen darüber hinaus dazu, einen hohen Verbrauch an Naturkapital zulasten künftiger Generationen auch dadurch zu legitimieren, dass zukünftige Güter bzw. Nutzen aufgrund einer Diskontierung zukünftiger Ereignisse erheblich geringer bewertet werden als gegenwärtige.

4.* Nach Auffassung des Umweltrates ist das klassische Konzept schwacher Nachhaltigkeit mit dem Anrecht künftiger Generationen auf gleiche Wohlfahrtschancen *und* gleiche Wahlfreiheiten nicht zu vereinbaren. Auch Diskontierungen in Bezug auf den Nutzen künftiger Generationen sind nach Auffassung des Umweltrates nur rechtfertigungsfähig, soweit begründeter Anlass zu der Vermutung besteht, dass diese über verbesserte Problemlösungsmöglichkeiten verfügen werden. Das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit und die Praxis der undifferenziert hohen Diskontierung künftigen Nutzens sollten daher aufgegeben werden. Auch wenn anerkannt werden muss, dass ein striktes und ausnahmsloses Konzept starker Nachhaltigkeit nur schwer realisierbar ist, sollte der *Grundsatz,* das Naturkapital über die Zeit hinweg konstant zu halten, zur Leitlinie des Nachhaltigkeitsverständnisses gemacht werden. Auch vermittelnde Positionen, die den Vorsorgegrundsatz betonen, gelangen zum gleichen Ergebnis. Moderne Umweltpolitik muss danach auch als aktiv vorsorgende Politik der Investition in Naturkapital betrieben werden.

In diesem Sinne versteht der Umweltrat das Konzept der „dauerhaft umweltgerechten Entwicklung“ als ein ökologisch fokussiertes Konzept von (im Grundsatz *starker)* Nachhaltigkeit, bei dem soziale und ökonomische Bezüge zu berücksichtigen sind.

2 Strategische und instrumentelle Fragen der Umweltpolitik

2.1 „Persistente Umweltprobleme“

5.* Trotz teilweise beachtlicher Erfolge insbesondere bei der technischen Kontrolle von Schadstoffemissionen aus stationären Quellen hat sich die allgemeine Qualität der Umwelt seit Beginn der modernen Umweltpolitik nicht insgesamt verbessert. Für die Mehrheit der Umweltprobleme können keine ausreichenden Erfolge bei der Problembewältigung festgestellt werden. Stattdessen ist häufig ein anhaltend negativer Trendverlauf mit weiter zunehmenden Umweltbelastungen in der Zukunft zu beobachten. Probleme, bei denen staatliche Maßnahmen über einen längeren Zeitraum hinweg keine signifikanten Trendverbesserungen herbeizuführen vermochten, können als persistente Umweltprobleme bezeichnet werden. Sie stellen eine der wichtigsten strategischen Herausforderungen der Umweltpolitik der kommenden Jahre dar.

6.* Die Bedeutung persistenter Umweltprobleme wird aufgrund ihrer teilweise geringen Sichtbarkeit und komplexen Problemstruktur in der öffentlichen Wahrnehmung häufig unterschätzt. Eine Konsequenz muss deshalb sein, die Rolle der Wissenschaft nicht nur in der Analyse, sondern auch in der politischen Thematisierung der langfristigen Umweltprobleme zu stärken. Den Umweltwissenschaften kommt gerade bei den ungelösten Umweltproblemen die Rolle eines zentralen Akteurs der Umweltpolitik zu, der Handlungsbedarf aufzeigen und die Ausbildung eines öffentlichen Problembewusstseins unterstützen kann. Ein wirkungsvolles Instrument der Sensibilisierung für bislang ungelöste Umweltprobleme kann darüber hinaus eine Umweltberichterstattung sein, die der langfristigen Akkumulationsproblematik wie auch möglichen wachstumsbedingten Tendenzen eines Wiederanstiegs von Belastungskurven anhand von Langzeitprognosen Rechnung trägt.

7.* Der Umgang mit persistenten Umweltproblemen legt eine sektorale Strategie nahe, die langfristige Ziele im Zusammengehen mit den zentralen Verursacherbereichen entwickelt und umsetzt. Dies betrifft vor allem die Bereiche Verkehr, Energie, Bauen und Landwirtschaft. Der Umweltrat empfiehlt die systematische Zuordnung von Umweltproblemen und Verursacherbereichen im Rahmen der deutschen Umweltberichterstattung. Dabei kann auf die umweltökonomischen Gesamtrechnungen des Statistischen Bundesamtes aufgebaut werden, die bereits für ausgewählte Umweltbereiche den sektorspezifischen Verursacherbeitrag darstellen.

Derartige sektorale Strategien können das herkömmliche Instrumentarium der Umweltpolitik allerdings nicht ersetzen, sondern nur sinnvoll ergänzen. Große und inhomogene Verursachergruppen wie Verbraucher, Autofahrer oder Kleinverbraucher im Energiebereich sind mit Verhandlungs- und Kooperationsstrategien kaum erreichbar. Hier ist weiterhin der unmittelbare Einsatz der klassischen Regelsteuerung erforderlich.

8.* Persistente Umweltprobleme können jedoch auch auf unzulängliche Handlungskapazitäten der Politik verweisen. In diesem Fall ist ein gezielter Aufbau von neuen Handlungsmöglichkeiten der Umweltpolitik (capacity-building) notwendig. Neue institutionelle Arrangements, umweltbezogene strategische Allianzen oder die Einbeziehung der internationalen Handlungsebene bieten hier sinnvolle Ansatzpunkte. Sektorale Umweltstrategien haben in diesem Zusammenhang den Vorteil, dass sie vorhandene Kapazitäten in Verwaltungen oder Unternehmen in veränderter Weise nutzen, um Umweltbelangen in Verursacherbereichen unmittelbare Geltung zu verschaffen.

9.* Der erfolgreiche Umgang mit Umweltproblemen hängt schließlich auch mit dem Gewicht von Anbieterinteressen für Problemlösungen zusammen. Hierzu gehören nicht zuletzt innovative Unternehmen, die mit ihren Angeboten die ökologische Modernisierung vorantreiben. Wo immer möglich, sollte die Umweltpolitik daher das Bündnis mit solchen Interessen frühzeitig suchen.

2.2 Innovationsorientierte Umweltpolitik

10.* Der Umweltrat begrüßt, dass die Bundesregierung ihre Umweltpolitik verstärkt in Kategorien einer innovationsorientierten Strategie („ökologische Modernisierung“) definiert und dabei auch neue Wege eingeschlagen hat. Wenngleich rein technischen Problemlösungen im Umweltschutz unübersehbar Grenzen gesetzt sind, ist das Umweltentlastungspotenzial innovativer Technologien im Falle ihrer breiten Anwendung in nationalen wie internationalen Märkten erheblich. Seine umfassende Erschließung setzt einen strategischen Politikansatz der Integration insbesondere von Umwelt-, Technologie- und Wirtschaftspolitik voraus. Erforderlich sind hier insbesondere eine dialogische Politikformulierung und Steuerungsformen, die flexible Anpassungen ermöglichen, beispielsweise im Hinblick auf Abschreibungsfristen. Hinsichtlich des Instrumenteneinsatzes sind Patentrezepte weder aus theoretischen Erwägungen noch aus der empirischen Analyse bisheriger Erfahrungen ableitbar. Situations- und problemangepasste Lösungen werden häufig einen *Policy Mix* erfordern. Konkrete und verbindliche Zielvorgaben können Innovationsrisiken verringern und die Kalkulierbarkeit der Marktbedingungen erhöhen. Dies sollte bei der weiteren Entwicklung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (s. unter Kapitel 3.1.1) berücksichtigt werden.

11.* Eine Politik der ökologischen Modernisierung ist unabdingbar mit der Bereitschaft verbunden, nationale Vorreiterrollen zu übernehmen. Es ist dabei notwendig, umweltpolitische Problemlösungen weiterhin *auch* im nationalen Maßstab anzustreben. Ungeachtet der Einschränkungen nationalstaatlicher Handlungsfähigkeit in Teilbereichen der Politik betont der Umweltrat, dass Behauptungen einer generellen Schwächung der Möglichkeiten nationalstaatlicher Umweltpolitik bisher ohne überzeugende empirische Belege geblieben sind. Auch die Zunahme internationaler Umweltschutzregelungen ist kein Argument gegen die Möglichkeit einzelstaatlichen Pionierverhaltens. Dies machen kleine EU-Mitgliedstaaten wie die Niederlande, Dänemark oder Schweden deutlich. Allerdings wird es auch darauf ankommen, die bestehenden nationalen Innovationsspielräume der EU-Staaten zur Durchsetzung eines hohen Schutzniveaus im Umweltbereich gegen weitere Einschränkungen zu verteidigen und gegebenenfalls auch auszubauen.

12.* Die Umweltfrage hat im internationalen Innovations- und Standortwettbewerb der entwickelten Industrieländer eine erhebliche Bedeutung erlangt. Im Zeichen des globalen Industrie- und Bevölkerungswachstums dürfte sich dieser Zusammenhang langfristig eher noch verstärken.

13.* Pauschalen Befürchtungen, die Übernahme einer Vorreiterrolle in der Umweltpolitik könne zu einer Schwächung der Wettbewerbsfähigkeit führen, tritt der Umweltrat entgegen. Zahlreiche empirische Studien belegen, dass kein grundsätzlicher Zielkonflikt zwischen Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit besteht. Durch eine wohl dosierte Vorreiterpolitik, die technisch-ökonomische Innovationen ebenso begünstigt wie die internationale Diffusion des zugrunde liegenden Politikmusters,

lassen sich vielmehr die nationale Wettbewerbsfähigkeit stärken und zusätzliche Chancen auf den Weltmärkten eröffnen.

14.* Der Umweltrat empfiehlt, insbesondere in der Klimapolitik die Möglichkeiten einer deutschen Vorreiterrolle offensiv zu nutzen und begrüßt die hierzu bereits ergriffenen Initiativen der Bundesregierung. Neben dem Ansatz der Klimapolitik über internationale Regulierungen gibt es auch den Ansatz einer Forcierung von – politischem wie technologischem – Wettbewerb durch innovationsorientierte Vorreiterländer. Im Hinblick auf die Probleme des Kyoto-Protokolls und des Widerstands von Industrieländern gegen eine angemessen weit gehende Klimapolitik ist es eine plausible Option, auf Wettbewerbsdruck und Demonstrationseffekte durch klimapolitische Vorreiterländer zu setzen. Beide Ansätze schließen sich nicht aus, sondern ergänzen sich. Internationale Umweltregulierungen sind immer stark von Vorreiterländern geprägt gewesen.

15.* Der Umweltrat betont die Bedeutung von Lead-Märkten (nationale Märkte, von denen aus sich Innovationen international ausbreiten) für umweltfreundliche Technologien. Neben möglichen Wettbewerbsvorteilen für die Bundesrepublik ist dabei auch der Gesichtspunkt zu berücksichtigen, dass die Kosten der teuren Startphase zukunftsgerechter Technologien nicht in den Entwicklungsländern aufgebracht werden können. Diese Rolle können nur die Märkte der hoch entwickelten Länder übernehmen.

Schließlich geht es auch darum, das weltweit nachgeahmte umweltintensive Industriemodell der entwickelten Länder im Sinne nachhaltiger Entwicklung zu verändern. Mit ihrem internationalen Einfluss und ihrem hohen technologischen Entwicklungsniveau sollte die Bundesrepublik nach Auffassung des Umweltrates hierin eine ihrer Aufgaben sehen.

2.3 Bürger und aktivierender Staat im Umweltschutz

Aktivierender Staat

16.* Effiziente und demokratische Politik muss die Bereitschaft der Bürger zu Selbstverantwortung und Einsatz für Gemeinwohlbelange nutzen und fördern und die notwendigen Rahmenbedingungen dafür schaffen. Dies ist der Sinn des in der Koalitionsvereinbarung vom Oktober 1998 aufgestellten Leitbildes des „aktivierenden Staates“. In der praktischen Umweltpolitik wie auch sonst wird dieses Leitbild eines Staates, der es den Bürgern ermöglicht, auch für Interessen der Allgemeinheit aktiv zu werden, allerdings trotz begrüßenswerter Fortschritte noch unzureichend umgesetzt. Dies betrifft sowohl die Rolle des Bürgers als Marktteilnehmer wie auch seine Rolle als Teilnehmer an staatlichen Entscheidungsprozessen.

Ökologische Markttransparenz als Voraussetzung umweltbezogener Handlungsfähigkeit der Marktteilnehmer

17.* Voraussetzung dafür, dass der Bürger in seinem Verhalten als Marktteilnehmer – beim Kauf von Produkten, bei der Wahl seiner Geschäftspartner etc. – vorhandene umweltbezogene Präferenzen zum Ausdruck bringen kann, ist ökologische Markttransparenz. Dies beinhaltet die einfache Zugänglichkeit derjenigen Informationen über umweltbezogene Produkteigenschaften und sonstige umweltrelevante Sachverhalte in Bezug auf die potenziell marktrelevante Präferenzen bestehen. Ökologische Markttransparenz ist Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit des Wettbewerbs in ökologischer Hinsicht. Da umweltrelevante Aspekte, beispielsweise von Produkten, normalerweise nicht ohne weiteres erkennbar sind, müssen Rahmenbedingungen für ökologische Markttransparenz staatlicherseits gesetzt werden. Dafür existiert bereits eine Reihe von Instrumenten, die aber noch der Ergänzung und der Verbesserung ihrer Funktionsfähigkeit bedürfen.

18.* Zur Verbesserung der ökologischen Markttransparenz empfiehlt der Umweltrat die Unterstützung europäischer Bemühungen um einen effektiveren Schutz vor irreführender Öko-Werbung im Rahmen der Novellierung der Richtlinie über irreführende Werbung. Zum Schutz vor Desorientierung durch die Fülle konkurrierender Öko-Labels sind aus der Sicht des Umweltrates Vereinbarungen mit den Vermarktern der geeignetste Weg.

19.* Auch geschützte Bezeichnungen und Symbole sind unter bestimmten Voraussetzungen ein geeignetes Mittel zur Herstellung ökologischer Markttransparenz. Das im Jahr 2001 eingeführte Öko-Siegel für Lebensmittel ist sinnvoll konzipiert und stellt unter den gegebenen Rahmenbedingungen einen wichtigen Fortschritt dar. Die gefundene Lösung hat allerdings den Nachteil, dass sie keine europäische ist. Der Umweltrat empfiehlt, auf europäischer Ebene die notwendigen Verbesserungen der EG-Öko-Verordnung – insbesondere eine Öffnung des europäischen Öko-Siegels für Nicht-EG-Produkte – und ein verbessertes Marketing für das europäische Öko-Siegel voranzutreiben, damit ergänzend auch das europäische Siegel an Bedeutung gewinnen kann.

20.* Die Grundkonzeption des deutschen Umweltzeichens („Blauer Engel“) ist nicht veränderungsbedürftig. Von einer Erweiterung der Vergabegrundlagen um nicht umweltbezogene – beispielsweise soziale – Kriterien wird abgeraten. Angesichts einer sich abzeichnenden rückläufigen Bedeutung des Umweltzeichens sind erhöhte Marketinganstrengungen, unter Einbeziehung der Massenmedien, erforderlich. Für das in der Vergangenheit weniger erfolgreiche, neuerdings aber an Bedeutung zunehmende europäische Umweltzeichen („Euroblume“) sind mit der Novellierung der EG-Umweltzeichenverordnung die Erfolgsvoraussetzungen wesentlich verbessert worden. Noch immer ist allerdings das partizipative Element im Vergabeverfahren unterentwickelt; hier sollten von deutscher Seite weitere Verbesserungen angestrebt werden. Das europäische Umweltzeichen mit seinem erheblichen Markterschließungspotenzial darf nicht als Konkurrenz zum deutschen aufgefasst werden; es sollte im Rahmen der gemeinsamen Förderaktionen, die die EG-Verordnung vorsieht, auch von deutscher Seite intensiv gefördert werden.

21.* Für die Funktionsfähigkeit geschützter Siegel und Bezeichnungen ist ein wirksames Überwachungssystem

von zentraler Bedeutung. Das Überwachungssystem der EG-Öko-Verordnung weist Schwachstellen auf. In der Konzeption von Überwachungssystemen muss berücksichtigt werden, dass Systeme, bei denen der Kontrollierte sich seinen Kontrolleur am Markt aussuchen kann, anfällig sind für wettbewerbsbedingte Funktionsstörungen.

22.* Ökologische Markttransparenz erfordert eine extensive Offenlegung von Produkteigenschaften. Die Offenlegung sollte – unter Berücksichtigung von Praktikabilitätsgesichtspunkten – vorzugsweise durch verpflichtende Produktkennzeichnung, ersatzweise über Transparenzdatenbanken erfolgen. Der Umweltrat empfiehlt die Unterstützung der Transparenzstrategie im Rahmen der Reform der Chemikalienpolitik, mit der die Europäische Kommission erreichen will, dass die Eigenschaften und Verwendungen von Chemikalien offen gelegt werden. Als Instrument der Verbraucherinformation über Qualität, Quantität und ökonomisch relevante Verwertbarkeitseigenschaften von Verpackungen empfiehlt der Umweltrat eine Verpflichtung, das DSD-Lizenzentgelt für den „Grünen Punkt“ auf den Verpackungen auszuweisen.

23.* Für eine behördliche Informationstätigkeit, die sich auf umweltrelevante Eigenschaften von Produkten und Dienstleistungen bezieht, fehlen die nach herrschender Auffassung erforderlichen gesetzlichen Grundlagen. Der Umweltrat empfiehlt eine – vorzugsweise nicht behörden- oder sektorspezifische, sondern übergreifende – gesetzliche Regelung.

24.* Zu ökologischer Markttransparenz trägt auch die Publizität umweltrelevanter Unternehmensdaten bei. Das europäische Öko-Audit-System (EMAS) kombiniert Publizitätselemente mit Anreizen für ein verbessertes Umweltmanagement. Mit der Novellierung der EG-Öko-Audit-Verordnung sind wichtige Voraussetzungen für die Verbesserung der Akzeptanz des Systems geschaffen worden. Neben einer Reihe von begrüßenswerten Änderungen sind allerdings hinsichtlich der Selbstprüfungsanforderungen auch Rückschritte zu verzeichnen, die die formal erzielten Fortschritte hinsichtlich der Sicherung der Einhaltung der Umweltvorschriften („compliance“) entwerten. Eine weitere Steigerung der Wirksamkeit und Akzeptanz des EMAS-Systems kann nur erwartet werden, wenn es gelingt, das Kosten-Nutzen-Verhältnis der EMAS-Teilnahme weiter zu verbessern. Möglich und sinnvoll ist eine Honorierung der EMAS-Zertifizierung durch fallweise Berücksichtigung im Rahmen gegebener behördlicher Ermessensspielräume, beispielsweise hinsichtlich der Überwachungsfrequenzen und der Bearbeitungsprioritäten bei Genehmigungsverfahren (s. aber zur Unangemessenheit allgemeiner ordnungsrechtlicher Privilegierungen Tz. 37*). Die bestehenden Möglichkeiten der Bevorzugung EMAS-zertifizierter Anbieter bei der Vergabe öffentlicher Aufträge sollten genutzt werden. Im Übrigen muss die EMAS-Beteiligung sich vor allem dadurch auszahlen, dass auch private Marktteilnehmer – Kunden, Banken und Versicherungen – sie honorieren. Die Voraussetzungen dafür könnten und sollten durch intensivere – vorzugsweise auf europäischer Ebene koordinierte – Werbung für das EMAS-Zeichen weiter verbessert werden.

25.* Durch Schadstoffemissions- und Transferregister, mit denen unternehmensbezogene Emissionsdaten der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, können verbesserte Umweltleistungen zum Gegenstand eines Wettbewerbs zwischen Unternehmen werden. Der Umweltrat empfiehlt, die Erarbeitung und das Wirksamwerden des geplanten UN-ECE-Protokolls über ein Schadstoffemissions- und Transferregister aktiv und in einem publizitätsfreundlichen Sinn zu unterstützen.

Die Rolle des Bürgers in staatlichen Entscheidungsprozessen

26.* Rechtslage und Politikstil sind in Deutschland in weiten Teilen noch immer von der Vorstellung geprägt, dass die unmittelbar staatsbezogene aktive Rolle des Bürgers sich im Wesentlichen in der turnusmäßigen Abgabe seiner Wählerstimme erschöpft. Eine unmittelbare, über die Beteiligung an Meinungs- und Willensbildungen im gesellschaftlichen Raum hinausgehende aktive Beteiligung an staatlichen Entscheidungsverfahren gilt tendenziell nicht als Element, sondern eher als Störung des demokratischen Prozesses. Hinsichtlich dieses von obrigkeitlichen Traditionen geprägten, restriktiven Demokratieverständnisses gehört Deutschland heute zu den Nachzüglern der europäischen Demokratieentwicklung.

In der europäischen Umweltpolitik hat Deutschland in den 90er-Jahren gegen Entwicklungen in Richtung auf mehr Transparenz und Beteiligungsoffenheit des Regierungs- und Verwaltungshandelns nachdrücklichen Widerstand geleistet.

Ende 1998 hat die damals neue Bundesregierung mit der Unterzeichnung der Aarhus-Konvention (UN-ECE-Übereinkommen über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten) ihren Willen zu einer transparenz- und partizipationsfreundlicheren, dem Leitbild des „aktivierenden Staates“ entsprechenden Politik bekundet. Seitdem wird allerdings eine Politik der möglichst restriktiven Umsetzung verfolgt.

Behördliche Umweltinformationen

27.* Gegen extensive Informationsansprüche des Bürgers und routinemäßige aktive Bereitstellung relevanter Informationen bestehen in Deutschland trotz gewisser Fortschritte in jüngerer Zeit noch immer erhebliche Vorbehalte. Dies betrifft teilweise auch den Bereich der Bundesregierung, die hier eine dem Leitbild des „aktivierenden Staates“ entsprechende Vorreiterrolle spielen müsste. Die aufgrund der Aarhus-Konvention anstehende Fristverkürzung für die Bescheidung von Informationsanträgen sollte als funktionsgerecht und praktikabel akzeptiert und aktiv umgesetzt werden. Die auf EG-Ebene ursprünglich vorgesehene – nach derzeitigem Stand deutlich abgeschwächte – Ausweitung des umweltbezogenen Informationsanspruchs über den staatlichen Bereich hinaus auf Private, die Dienste von allgemeinem wirtschaftlichen Interesse erbringen, ist aus der Sicht des Umweltrates systemgerecht und hätte Unterstützung auch von deutscher Seite verdient. Die Praxis, umweltrelevante Informationen – u. a. Gesetz- und Verordnungsentwürfe –

aktiv und frühzeitig über das Internet zugänglich zu machen, ist in Deutschland noch immer unterentwickelt. Es fehlt außerdem eine systematische, öffentlich zugängliche umweltbehördliche Vollzugsberichterstattung. Dass ein diesbezüglicher Regelungsvorschlag der Europäischen Kommission keine Aufnahme in den Gemeinsamen Standpunkt des Rates zur Neufassung der Umweltinformationsrichtlinie gefunden hat, ist besonders zu bedauern.

Öffentlichkeitsbeteiligung in Zulassungsverfahren

28.* Die Öffentlichkeitsbeteiligung in anlagenbezogenen Zulassungsverfahren war in Deutschland vergleichsweise gut ausgebaut. Die Beschleunigungsgesetzgebung der 90er-Jahre hat hier allerdings erhebliche Rückschritte bewirkt. Im Hinblick darauf, dass die Öffentlichkeitsbeteiligung eine wichtige vollzugsunterstützende Funktion hat, die Dauer der Verfahren dagegen kaum ungünstig beeinflusst, hält der Umweltrat eine Umkehr des Trends zur Reduzierung der Öffentlichkeitsbeteiligung für erforderlich. Für alle Anzeigeverfahren und umweltrechtlichen Zulassungsverfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung empfiehlt der Umweltrat die Einführung einer Pflicht zu öffentlicher Bekanntmachung bei Anzeigen- bzw. Antragseingang. Damit würde es Verbänden und Einzelpersonen ermöglicht, sich über das betreffende Verfahren gegebenenfalls auf der Grundlage von Ansprüchen nach dem Umweltinformationsgesetz zu informieren. Primär auf europäischer Ebene sollten erweiterte Möglichkeiten der Öffentlichkeitsbeteiligung auch für den Bereich der stoff- und produktbezogenen Zulassungen angestrebt werden.

Öffentlichkeitsbeteiligung bei Normsetzung und normersetzenden Vereinbarungen

29.* Die in der Aarhus-Konvention verankerte Verpflichtung zu frühzeitiger Öffentlichkeitsbeteiligung bei untergesetzlichen Normsetzungsverfahren sollte zum Anlass genommen werden, die Öffentlichkeitsbeteiligung bei der untergesetzlichen Normsetzung nach einheitlichen Grundsätzen und in einem partizipationsfreundlichen Sinne gesetzlich zu regeln. Der Umweltrat empfiehlt, die Öffentlichkeit grundsätzlich unmittelbar und nicht mediatisiert durch Kommissionen zu beteiligen.

Das Problem der bislang unzureichenden Beteiligung der Öffentlichkeit bei umweltrelevanten Normsetzungsverfahren stellt sich in verschärfter Form, wenn statt mit rechtsförmigen Regelungen mit dem Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtungen und Umweltvereinbarungen gearbeitet wird. Alle wechselseitigen Zusagen sollten hier grundsätzlich in einer Vereinbarung deklariert und die Vereinbarung im Entwurf mit Gelegenheit zur Stellungnahme veröffentlicht werden.

Öffentlichkeitsbeteiligung bei Plänen, Programmen und Politiken

30.* Die Vorgaben der Aarhus-Konvention zur Beteiligung der Öffentlichkeit bei Plänen, Programmen und Politiken sind weich gefasst. Der Umweltrat plädiert für eine Abkehr von der auch auf EG-Ebene bislang verfolgten deutschen Linie einer möglichst partizipationsvermeidenden Interpretation und Umsetzung. Die nach der EG-Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung bestehenden Umsetzungsspielräume sollten nicht in einem restriktiven Sinne genutzt werden. Die von deutscher Seite zunächst geltend gemachten grundsätzlichen Bedenken gegen die geplante EG-Richtlinie über die Beteiligung der Öffentlichkeit bei bestimmten Plänen und Programmen sind nach Auffassung des Umweltrates nicht berechtigt.

Verbands- und Bürgerklagen

31.* Mit einer restriktiven Rechtsschutzkonzeption, die Klagemöglichkeiten grundsätzlich nur zur Verfolgung spezifisch individueller subjektiver Rechte eröffnet, befindet sich Deutschland inzwischen in deutlichem Rückstand zur internationalen Entwicklung. Dies betrifft insbesondere die Zulassung von Verbandsklagen. Die national und international mit Verbandsklagen gesammelten Erfahrungen sind ganz überwiegend positiv. Der Umweltrat begrüßt die Einführung einer naturschutzrechtlichen Verbandsklage auf Bundesebene. Der damit erzielte Fortschritt reicht allerdings noch nicht aus. Angestrebt werden sollte schrittweise eine extensive Verbandsklagemöglichkeit, die sich nicht nur auf einzelne Teilgebiete des Umweltrechts, nicht nur auf einzelne Arten von behördlichen Maßnahmen, und ebenso auf behördliche Unterlassungen wie auf positives Handeln bezieht. Über spezielle Klagemöglichkeiten für Verbände hinaus wäre auch eine Erweiterung der Klagemöglichkeiten des einzelnen Bürgers sachgerecht. Im europäischen Kontext sollte der Kommissionsvorschlag zur Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Ausarbeitung bestimmter umweltbezogener Pläne und Programme auch hinsichtlich der darin enthaltenen Bestimmungen zum Rechtsschutz unterstützt werden.

2.4 Ordnungsrecht und Deregulierung

Schwächen der Deregulierungsdiskussion

32.* Der in vielen Bereichen verschärfte internationale Wettbewerb, andauernde Unterbeschäftigung und die Knappheit der staatlichen Steuerungsressourcen haben im zurückliegenden Jahrzehnt erheblichen Deregulierungsdruck erzeugt. Die damit verbundene geschärfte Aufmerksamkeit für das Verhältnis von Kosten und Nutzen jeder Regulierung ist uneingeschränkt zu begrüßen. Die bisherige Deregulierungsdiskussion und Deregulierungspolitik in Deutschland weist allerdings eine Reihe grundsätzlicher Schwächen auf. Im Bereich des Umweltrechts war sie in den 90er-Jahren gekennzeichnet durch eine häufig zu undifferenzierte Orientierung an rein quantitativen – statt an qualitativen – Gesichtspunkten, durch eine Eigenverantwortungsrhetorik, die vielfach an die Stelle nüchterner anreizorientierter Analyse trat, durch einseitige Wahrnehmungen der Wettbewerbsrelevanz umweltrechtlicher Regulierung und durch eine pauschale Diskreditierung des Ordnungsrechts.

33.* Inhaltlich konzentrieren sich Forderungen nach umweltrechtlicher Deregulierung in Deutschland traditionell vor allem auf zwei Bereiche: auf die umweltrechtlichen

Genehmigungsverfahren und auf Erleichterungen für EMAS-zertifizierte Betriebe. Nach Auffassung des Umweltrates ist es an der Zeit, die Deregulierungsdiskussion in diesen beiden Bereichen zu beenden.

Unentbehrlichkeit des Ordnungsrechts

34.* Pauschale Charakterisierungen des Umweltordnungsrechts als ineffizient und pauschale Behauptungen der Überlegenheit ökonomischer Instrumente sind inadäquat. Sie beschädigen ein unentbehrliches Instrument umweltpolitischer Steuerung. Ob potenzielle allokative Effizienzvorteile ökonomischer Instrumente sich tatsächlich realisieren lassen, hängt von Voraussetzungen ab, die zu häufig ausgeblendet werden. Zweifellos werden ökonomische und andere indirekt wirkende Instrumente des Umweltschutzes künftig an Bedeutung gewinnen müssen. In vielen Bereichen ist Ordnungsrecht jedoch nicht mit Effizienzgewinn durch ökonomische Instrumente ersetzbar. Die in Betracht kommenden Instrumente zur Steuerung umweltrelevanten Verhaltens haben jeweils spezifische Vor- und Nachteile. Ob für einen bestimmten Einsatzbereich ordnungsrechtliche oder ökonomische Instrumente oder Maßnahmen anderer Art die größten Effizienzvorteile versprechen, kann nur aufgrund genauer Analyse der jeweiligen Anreiz- und sonstigen Rahmenbedingungen, einschließlich der Kontroll-, Durchsetzungs- und sonstigen Transaktionskosten, festgestellt werden. In vielen Fällen wird sich ein *Policy Mix,* der geschickt die Stärken und Schwächen unterschiedlicher Instrumente kombiniert bzw. ausgleicht, als die günstigste Option erweisen.

Beschleunigung umweltrechtlicher Genehmigungsverfahren

35.* Die Belastung der Wirtschaft mit Wartekosten durch umweltrechtliche Zulassungserfordernisse ist im zurückliegenden Jahrzehnt einschneidend reduziert worden. Die durchschnittliche Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren liegt in den Bundesländern, die über entsprechende aktuelle Statistiken verfügen, heute zwischen 2,4 und 4,9 Monaten, überwiegend zwischen drei und vier Monaten. Der weitaus größte Teil der Verfahren wird in weniger als sechs Monaten abgeschlossen. In einzelnen Bundesländern betrug im Jahr 2000 der Anteil der innerhalb von sechs Monaten abgeschlossenen immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren 87 % (Nordrhein-Westfalen) oder sogar 90 % (Hessen). Verfahrensdauern von über einem Jahr sind zur seltenen Ausnahme geworden. Auch bei den wasserrechtlichen Zulassungsverfahren, deren Dauer statistisch weniger gut dokumentiert ist, wurden Beschleunigungserfolge erzielt.

36.* Das Gesamtsystem der behördlichen Aufsicht über die Einhaltung des geltenden Umweltrechts, dessen wichtigstes und effizientestes Element die umweltrechtlichen Zulassungsverfahren sind, musste dafür einige Abschwächungen hinnehmen. So wurden Genehmigungserfordernisse und Öffentlichkeitsbeteiligung zurückgefahren. Die u. a. durch gesetzliche Fristvorgaben erzwungene Konzentration behördlicher Arbeitskapazitäten auf die Bearbeitung von Genehmigungsverfahren hat die Spielräume für eine wirksame antragsunabhängige Überwachung zusätzlich verengt. Zu einem erheblichen Teil wurden Beschleunigungen aber auch ohne korrespondierende Verluste an Kontrollwirksamkeit, als echte Effizienzverbesserungen im Rechts- und Verwaltungssystem, erreicht. Der Umweltrat plädiert nachdrücklich dafür, weitere Verfahrensverkürzungen nur noch insoweit anzustreben, als dies ohne Abstriche an der Funktionsfähigkeit und Qualität der Umweltaufsicht möglich ist. Die Möglichkeiten einer in diesem Sinne *funktionsverträglichen* Verfahrensbeschleunigung sind durch die bereits ergriffenen legislativen und vor allem durch die ergriffenen administrativen Maßnahmen weitgehend, aber noch nicht völlig ausgeschöpft. Weitere Verbesserungsmöglichkeiten sieht der Umweltrat vor allem im Bereich der oft noch immer unverhältnismäßig zeitaufwendigen Beteiligung von Fachbehörden und Gemeinden, bei Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität der eingereichten Antragsunterlagen und in intensiverer Bemühung der zuständigen Regulierungsinstanzen um die Klärung verfahrensverzögernder Rechtsunsicherheiten. Soweit dabei neben weiteren Verbesserungen der administrativen Abläufe und eigenen Anstrengungen der Antragsteller auch Maßnahmen der Gesetz-, Verordnungs- und Verwaltungsvorschriftengeber auf Bundes- oder Länderebene noch einen sinnvollen Beitrag leisten können, sind zumindest bereichsweise – beispielsweise zur Konkretisierung offener Gesetzesbegriffe und zur Sicherung einer angemessenen Qualität eingereichter Antragsunterlagen – eher positive Regulierungs- als Deregulierungsmaßnahmen angezeigt.

EMAS-Privilegierung

37.* Die Verknüpfung von Deregulierungsforderungen und -maßnahmen mit der Beteiligung am EG-Umwelt-Audit-System (EMAS) ist aus der Sicht des Umweltrates grundsätzlich problematisch. EMAS ist ein System, das zu *über*obligatorischen Leistungen für den Umweltschutz motivieren und diese honorieren soll. Privilegierungen, die dazu führen, dass EMAS-zertifizierte Organisationen *geringere* als die sonst obligatorischen Leistungen erbringen müssen, laufen diesem Sinn und Zweck zuwider und gefährden die Funktionsfähigkeit des Systems.

Effizienz- statt Deregulierungsdiskussion

38.* Die Deregulierungsdiskussion sollte abgelöst werden durch eine Diskussion über die Effizienz ordnungsrechtlicher Regulierung, die auf nüchterner Analyse insbesondere der Anreizbedingungen beruht und möglichst weitgehend empirisch fundiert ist. Dies erfordert vor allem eine sorgfältige und detaillierte Auseinandersetzung mit den Erfahrungen und Wahrnehmungen derer, die in der Praxis mit der Anwendung umweltrechtlicher Vorschriften befasst sind, insbesondere also der betreffenden Akteure in Unternehmen und Behörden. Der Umweltrat regt entsprechende Untersuchungen an.

3 Aktuelle umweltpolitische Entwicklungen

3.1 Übergreifende Fragen

3.1.1 Die Nachhaltigkeitsstrategie der Europäischen Union und Deutschlands

Die EU-Nachhaltigkeitsstrategie

39.* Auf der europäischen Ebene ist der in den 90er-Jahren eingeleitete Wandel zu einem strategischen und zielorientierten Modell der Umweltpolitik in jüngster Zeit ins Stocken geraten. Hauptgrund hierfür ist eine Häufung von unzureichend aufeinander abgestimmten Strategieansätzen. Zu den verschiedenen Strategieentwicklungen auf der europäischen Ebene gehören:

– die Strategie Nachhaltiger Entwicklung, die in ihren Grundzügen im Juni 2001 auf dem Europäischen Rat in Göteborg festgelegt wurde,

– das im Januar 2001 vorgeschlagene VI. Umweltaktionsprogramm, das nach seiner Annahme durch Rat und Parlament die Leitlinien der europäischen Umweltpolitik vorgibt und sich als umweltpolitischer Kernbestandteil einer EU-Nachhaltigkeitsstrategie versteht,

– der 1998 angestoßene „Cardiff-Prozess“, der die Erarbeitung von „Sektorstrategien für die Einbeziehung der Umweltdimension“ vorsieht, und

– die im März 2000 beschlossene „Lissabon-Strategie“ für „Beschäftigung, Wirtschaftsreform und sozialen Zusammenhalt“, die die ökonomische und soziale Dimension der EU-Nachhaltigkeitsstrategie darstellen soll.

Insgesamt zeichnet sich die bisher vorliegende Strategiebildung durch eine offensichtliche institutionelle Überforderung aus, die insbesondere an der breiten Tendenz zur Vertagung von Beschlussfassungen zur Konkretisierung und Integration der Strategiebestandteile deutlich wird. Hier wirkt sich der Mangel an personellen Kapazitäten und eindeutigen Zuständigkeiten aus. Anspruchsvolle Strategien können nicht beiläufig formuliert, abgestimmt und umgesetzt werden.

Der Strategiebildungsprozess, insbesondere der Cardiff-Prozess, ist überdies zu wenig problemorientiert angelegt. Die Sektoren werden nicht gezielt mit den ungelösten Problemen konfrontiert, an denen sie beteiligt sind. Die ursprüngliche Orientierung an den persistenten Problemen wurde nicht beibehalten.

40.* Im weiteren Verfahren der Strategieformulierung ist insgesamt Klarheit zu schaffen über die prioritär zu lösenden Probleme, die Ziele, die Zuständigkeiten, das Verfahren und die indikatorgestützte Ergebniskontrolle. Klarheit ist auch zu schaffen im Hinblick auf die Rolle und das Zusammenwirken der einzelnen Strategiebestandteile.

Um ein Minimum an Verknüpfung und Übersichtlichkeit der verschiedenen Strategievarianten zu gewährleisten, sind folgende Punkte zu klären:

– Das Verhältnis der Nachhaltigkeitsstrategie zum Lissabon-Prozess: Unter der Voraussetzung, dass die Entscheidung für ein Drei-Säulen-Konzept der Nachhaltigkeit (das der Umweltrat kritisiert) nicht revidierbar ist, sollte der Lissabon-Prozess insgesamt so reformuliert werden, dass die durch die Agenda 21 angestrebte höhere Leistungsfähigkeit für die Umweltpolitik erreicht wird. Keineswegs darf die Zusammenführung der Strategien zum Vehikel einer Entwertung bereits vorliegender umweltpolitischer Strategieansätze gemacht oder gar zum Vehikel der Einschränkung umweltpolitischer Gestaltungsspielräume umfunktioniert werden. Die nun einmal vorgenommene Verkoppelung der Nachhaltigkeitsstrategie mit dem Lissabon-Prozess ist nur unter der Prämisse akzeptierbar, dass der Umweltteil dieser Strategie wesentlich anspruchsvoller als bisher gestaltet wird. Hierbei gibt die Einführung der so genannten offenen Liste von Umweltindikatoren bzw. -themen eine sinnvolle Richtung an.

– Das Verhältnis des Entwurfs für eine Nachhaltigkeitsstrategie zum VI. Umweltaktionsprogramm: Die von der Kommission vorgelegten Zielvorgaben im Entwurf für eine europäische Nachhaltigkeitsstrategie (z. B. das Klimaschutzziel für 2020) sind der deutlich bessere Ansatz, sie sollten daher im VI. Umweltaktionsprogramm übernommen werden.

– Die Rolle des Cardiff-Prozesses im Gesamtgefüge der Strategien: Hier sind übergreifende Zielvorgaben durch die Nachhaltigkeitsstrategie bzw. das VI. Umweltaktionsprogramm unerlässlich.

41.* Der Ziel- und Strategiebildungsprozess erfordert also klare Grundsatzentscheidungen. Dazu bedarf es eines strategischen Zentrums mit eindeutigem Auftrag und klarer Zuständigkeit. Der Umweltrat hat bereits in seinem Umweltgutachten 2000 die Bedeutung vertikaler Einflussnahmen durch die übergeordnete Entscheidungsebene betont. Dies sollte allerdings eine aktive Beteiligung der Umweltverwaltung einschließen und nicht etwa deren Schwächung bewirken.

Für die Grundsatzentscheidungen und die Evaluation des Cardiff-Prozesses und der Nachhaltigkeitsstrategie ist der Europäische Rat grundsätzlich der geeignete Träger. Es fehlten bisher aber die zeitlichen und personellen Ressourcen für eine kompetente Bewältigung dieser Rolle. Sinnvoll wäre hier eine Einrichtung – ein ständiger Ausschuss oder eine Task Force –, die Vertreter der Kommission unter maßgeblicher Beteiligung der Generaldirektion Umwelt einschließt. Institutionell müsste diese Einrichtung direkt dem Präsidenten der Kommission zugeordnet werden. Die Aufforderung des Umweltministerrates an den Ausschuss der Ständigen Vertreter, die Zweckmäßigkeit der Einrichtung einer Gruppe hochrangiger Beamter zu prüfen, die sich mit den Umweltaspekten der Nachhaltigkeitsstrategie beschäftigen soll, lässt erkennen, dass die Problematik des Fehlens einer zentralen Steuerungs- und Koordinierungsinstanz zumindest im Grundsatz erkannt

ist. Der Umweltrat fordert die Bundesregierung auf, sich im weiteren Verlauf dafür einzusetzen, dass diese Arbeitsgruppe zustande kommt und entsprechend dem oben skizzierten Modell konzipiert wird.

42.* Für Zielvorgaben des Cardiff-Prozesses wäre wegen der relativ weit gehenden Verbindlichkeit des Entscheidungsprozesses grundsätzlich das VI. Umweltaktionsprogramm der geeignete Rahmen. Wird das VI. Umweltaktionsprogramm ohne eine weitere Konkretisierung von Zielen und Maßnahmen verabschiedet, muss dies im Rahmen der Erarbeitung der thematischen Schwerpunktstrategien nachgeholt werden. Die für den Lissabon-Prozess vorgeschlagene so genannte Offene Liste von Umweltindikatoren bzw. Zielbereichen kann dabei als ein Ausgangspunkt dienen. Dabei sind diejenigen Ziel- und Indikatorbereiche von besonderer Bedeutung, die die persistenten Probleme des Umweltschutzes betreffen.

43.* Die unerlässliche, auch vom EG-Vertrag geforderte Integration von Umweltschutzaspekten in andere Sektorpolitiken sollte wie geplant durch den Cardiff-Prozess der Umweltpolitikintegration (Sektorstrategien) erfolgen. Der Cardiff-Prozess sollte mit klaren prozeduralen und institutionellen Vorgaben auf Dauer fortgeführt werden. Um Problembewusstsein und Motivationslagen aller am Prozess Beteiligten zu verbessern, ist es notwendig, die wichtigsten umweltpolitischen Ziele auf der Basis einer detaillierten Problemanalyse zu entwickeln und die sektorspezifischen Verursachungen zu verdeutlichen. Die Arbeiten der Europäischen Umweltagentur im Verkehrsbereich (TERM 1 und 2) können hierfür als vorbildlich angesehen werden.

Notwendig ist schließlich auch die bessere Vernetzung mit den – teilweise weit gediehenen – Nachhaltigkeitsaktivitäten und Integrationsstrategien der Mitgliedstaaten. Dies betrifft auch die verbesserte Abstimmung der umweltpolitisch fortschrittlichen Mitgliedstaaten für eine verstärkte Einflussnahme im Europäischen Rat und in den jeweiligen Ministerräten. Entsprechende Aktivitäten der Bundesregierung auf EU-Ebene scheinen nicht zuletzt durch Personalengpässe eingeschränkt zu sein. Deshalb ist die Schaffung zusätzlicher personeller Kapazitäten für eine aktive Verknüpfung der nationalen und der europäischen Ebene der Umweltpolitik erforderlich.

Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie

44.* Im Dezember 2001 legte der Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung unter dem Titel „Perspektiven für Deutschland“ den Entwurf einer nationalen Nachhaltigkeitsstrategie zur Diskussion vor. Die Endfassung der Nachhaltigkeitsstrategie soll im April 2002 von der Bundesregierung beschlossen werden. Sie stellt gleichzeitig den deutschen Beitrag für den Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung im September 2002 in Johannesburg dar.

Im ersten Teil des Strategieentwurfs werden neben grundsätzlichen Ausführungen zum Leitbild der nachhaltigen Entwicklung zehn konkrete „Managementregeln“ der Nachhaltigkeit formuliert. Der Mittelteil enthält rund 30 meist quantifizierte Einzelziele. Diese Einzelziele werden gleichzeitig als Indikatoren in dem Sinne verstanden, dass der jeweilige Grad der Zielerreichung Aufschluss darüber geben soll, wo sich Deutschland auf dem Weg zu einer nachhaltigen Gesellschaft befindet. Im letzten Teil schließlich werden für insgesamt acht prioritäre Themenfelder konkrete Maßnahmen aufgestellt.

Drei dieser Themenfelder – Klimaschutz und Energiepolitik, umweltverträgliche Mobilität sowie Landwirtschaft, Umwelt und Ernährung – entsprechen der thematischen Orientierung der europäischen Nachhaltigkeitsstrategie. Darüber hinaus wird als viertes Umweltthema die „Flächeninanspruchnahme“ unter der Maxime der „nachhaltigen Siedlungsentwicklung“ behandelt. Die restlichen vier prioritären Themenfelder des Strategieentwurfs betreffen andere Gebiete als den Umweltschutz: den demographischen Wandel, Bildung/Hochschulen, innovative Unternehmen sowie globale Verantwortung (Armutsbekämpfung, fairer Handel). Querverbindungen zwischen den acht Schwerpunktthemen werden zwar betont, der Ansatz einer problemorientierten Umweltpolitikintegration wird durch sie aber eher relativiert.

Die Querschnittsdimension der Themen wird zusätzlich durch vier „Koordinaten“ des Leitbildes nachhaltiger Entwicklung angesprochen: Generationengerechtigkeit, Lebensqualität, sozialer Zusammenhalt und internationale Verantwortung. Damit wird versucht, Unklarheiten des „Drei-Säulen-Konzepts“ der Nachhaltigkeit zu verringern, tatsächlich werden aber eher neue Säulen errichtet und neue Unklarheiten erzeugt. Unter dem Stichwort der Lebensqualität wird beispielsweise auch die Kriminalitätsbekämpfung zum Thema, deren spezifischer Bezug zu den Lebensbedingungen künftiger Generationen oder anderen Aspekten von Nachhaltigkeit durchaus fraglich ist. Die Wichtigkeit dieses Themas soll nicht bestritten werden. Ein Nachhaltigkeitskonzept, das für jedes wichtige Thema offen ist, verliert aber zwangsläufig jede Orientierungsfunktion.

45.* Der Prozess der Formulierung einer deutschen Nachhaltigkeitsstrategie ist in folgender Hinsicht positiv zu bewerten:

– Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie ist mit der Verantwortung des Kabinetts und des Kanzleramtes, der speziellen Institution des Staatssekretärsausschusses, den grundsätzlichen Vorgaben für das Verfahren und der Dialog- und Kritikfunktion des Rates für Nachhaltige Entwicklung institutionell sinnvoll verankert.

– Der Strategieentwurf konzentriert sich in seinen umweltpolitischen Aspekten auf die zentralen Verursachungsbereiche (Energie, Verkehr, Landwirtschaft, Bau- und Siedlungswesen).

– Der innovationsorientierte Ansatz trägt der Tatsache Rechnung, dass hoch entwickelte Industrieländer wie die Bundesrepublik Deutschland nicht nur im Innovationswettbewerb, sondern hier zunehmend im Wettbewerb um umweltgerechte Technologien stehen (Tz. 10*ff.).

– Die Managementregeln gehen im Umweltbereich über die wichtigen Managementregeln der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ noch hinaus.

– Einige wichtige Ziele wurden quantitativ festgelegt, mit Fristen versehen und somit einer Überprüfung zugänglich gemacht.

46.* Der Umweltrat sieht gleichwohl die folgenden Probleme:

– Der Prozess der Strategieformulierung ist von den Medien und damit auch von der deutschen Öffentlichkeit in einem Maße ignoriert worden, das den Erfolg in der Sache gefährdet. Grund hierfür ist nicht zuletzt die geringe semantische Attraktivität des Wortes „Nachhaltigkeit“, dessen begriffliche Auflösung in nahezu alle Richtungen zusätzlich erschwerend wirkt. Die Heterogenität der Zielstruktur, die die gesamte Breite ökologischer, ökonomischer und sozialer Zielsetzungen umfasst, mag einer allgemeinen Zukunftsprogrammatik gerecht werden. Eine Strategie nachhaltiger Entwicklung wird durch eine solch heterogene Zielstruktur jedoch konturlos.

– Der Strategieentwurf enthält zwar einzelne ehrgeizige Ziele, wie etwa das Ziel, die Flächeninanspruchnahme von 130 auf 30 ha pro Tag zu reduzieren, die positiv hervorzuheben sind. Gerade in so schwierigen Feldern wie dem der Verringerung der Flächeninanspruchnahme liegt aber erst in dem Beschluss konkreter Maßnahmen eine glaubwürdige politische Festlegung.

– Bei den Umweltzielen fehlen weitgehend solche für den Umweltzustand, um dessen langfristige Veränderungen es gehen muss. Der Zustand des Grundwassers sollte z. B. mit einem gesonderten Ziel Berücksichtigung finden.

– Der Umweltrat vermisst das – auch vom Rat für Nachhaltige Entwicklung geforderte – Ziel einer Reduzierung der CO_2-Emissionen um 40 % bis 2020 (gegenüber 1990).

– Problematisch ist die unzureichende Unterscheidung zwischen Zielen und Indikatoren. Bei einigen der ausgewählten „Indikatoren“ handelt es sich nicht um Indikatoren im eigentlichen Sinne, d. h. Größen, mit denen nicht oder schwer messbare Sachverhalte auf einfache Weise erfasst werden können, sondern um mehr oder weniger willkürlich gesetzte Teilziele. Teilweise sind die gewählten Indikatoren außerdem nicht hinreichend repräsentativ. Zu befürchten ist beispielsweise, dass der aus naturschutzfachlicher Sicht völlig unzulängliche Indikator „Bestandschutz ausgewählter Tierarten“, für den sechs Vogelarten ausgewählt worden sind, eine Konzentration politischer Anstrengungen auf die Ausweitung des Bestandes der genannten sechs Vogelarten bewirkt, statt den generellen Schutz der Lebensräume bedrohter Tier- und Pflanzenarten zu fördern.

– Art und Auswahl der Umweltindikatoren ergeben insgesamt ein unangemessen positives Bild der Entwicklung. Dies betrifft zum Beispiel Indikatoren, die nur die relative „Belastungsintensität“ im Verhältnis zur Wirtschaftsleistung ausdrücken, nicht aber die Zu- oder Abnahme der absoluten Belastung. Einen unangemessenen Entwarnungseffekt dürften auch Indikatoren wie „Schadstoffbelastung der Luft“ oder „Zufriedenheit mit der Gesundheit“ hervorrufen. Daher sollten zusätzlich Indikatoren verwendet werden, die problematische Entwicklungen betreffen, beispielsweise den Pestizideinsatz.

– Der „Indikator“ Bruttoinlandsprodukt legt es nahe, die Höhe des Wirtschaftswachstums im Hinblick auf seine Über-Kompensierbarkeit durch Effizienzsteigerungen zu problematisieren. Um absolute Entlastungen zu erzielen, muss die Steigerung der Umwelteffizienz höher ausfallen als die des Bruttoinlandsprodukts. Dies ist bei hohen Wachstumsraten des Bruttoinlandsprodukts bislang nicht gelungen.

– Zwar wurde damit begonnen, konkrete Ziele für die wichtigen Verursachungsbereiche zu formulieren, aber von einer gezielten Konfrontation der Verursacher mit den von ihnen zu verantwortenden Problemanteilen ist die Strategie noch ein ganzes Stück entfernt. Vorrangig wird nur der allgemeine Diskurs mit der Öffentlichkeit oder mit der Fachwissenschaft gesucht. Zu empfehlen sind hier beispielsweise regelmäßige Sektorkonferenzen, auf denen Fachministerien und Interessenverbände in deren Umfeld zu konkreten Problemperspektiven Stellung nehmen und Lösungsvorschläge erarbeiten. Ein Testfall wäre der Umgang mit der deutschen Kohleindustrie und ihrer Langzeitperspektive. Dazu ist ein entsprechender wissenschaftlicher Input erforderlich. Eine besonders wichtige Rolle kann dabei das Umweltbundesamt spielen.

– In der Verkehrspolitik werden zwar wichtige Probleme thematisiert und einige eher vorsichtige Maßnahmen empfohlen. Das zentraleuropäische Transitland Deutschland hätte aber allen Grund, mit weiter gehenden Maßnahmen „vor Ort“ – zu denken wäre an die entsprechende Rolle der Schweiz – zu einer Verkehrswende in Europa beizutragen.

– Die im Strategieentwurf dargestellten acht prioritären Handlungsfelder sind größtenteils ein Spiegel der derzeitigen Regierungspolitik. Während in den bereits in dieser Legislaturperiode bearbeiteten Problembereichen konkrete und detaillierte Ziele und Maßnahmen formuliert werden, bleibt der Strategieentwurf gerade hinsichtlich der langfristigen Planung sehr vage. Dies steht im Widerspruch zur zentralen Funktion von Nachhaltigkeitsstrategien, gesellschaftlichen Akteuren eine über Legislaturperioden hinausreichende Orientierung zu ermöglichen.

– Ein grundsätzliches Problem stellt die unzulängliche Kapazität für das Management des Prozesses der Strategieformulierung und -umsetzung dar. Viele Verzögerungen ergeben sich durch Überforderung der

kompetenten, aber zu kleinen Gruppe im Kanzleramt, in deren Händen das Management konzentriert ist. Insbesondere im Hinblick auf die öffentliche Kommunikation der Strategie muss die Handlungskapazität erweitert werden.

– Schließlich wird der Beitrag, den der öffentliche Sektor in seinem Umweltverhalten als möglicher Vorreiter zu leisten vermag, weitgehend ausgeklammert. Der Umweltrat empfiehlt hier exemplarische Reduktionsziele, so etwa für den durchschnittlichen Treibstoffverbrauch des Fuhrparks oder den Energieverbrauch öffentlicher Gebäude.

47.* Die vorliegende Nachhaltigkeitsstrategie hat den Charakter eines zukunftsbezogenen Reformkonzepts mit einer vergleichsweise heterogenen Zielstruktur. Es ist abzuwarten, ob und in welchem Maße die Verknüpfung der Umweltfrage mit einer Reihe anderer Reformthemen produktive Lerneffekte und neue Allianzen zur Folge hat oder aber eine Hyperkomplexität schafft, die nicht zu bewältigen ist. Wegen der Offenheit dieses Ausgangs betont der Umweltrat – ebenso wie der Staatssekretärsausschuss – die Notwendigkeit einer regelmäßigen Überprüfung nicht nur der Ergebnisse, sondern auch der Strategie selbst.

Nur durch eine anspruchsvolle Nachhaltigkeitsstrategie mit weit reichenden Zielen, konkreten Maßnahmen und nachvollziehbaren Überprüfungsmechanismen kann Deutschland seinen insbesondere im Klimaschutz gewonnenen Ruf als internationaler Vorreiter wahren und auf andere Politikbereiche ausdehnen.

3.1.2 Auf dem Weg zu einer europäischen Umwelthaftung

48.* Im Februar 2000 hat die Europäische Kommission ein Weißbuch zur Umwelthaftung vorgelegt, in dem sie sich dafür ausspricht, das Umwelthaftungsrecht in den Mitgliedstaaten zu harmonisieren und ein gemeinschaftsweites System einer europäischen Umwelthaftung einzuführen. Sie verspricht sich davon vor allem eine konsequentere Verwirklichung des Verursacherprinzips, eine Vermeidung von Umweltschäden sowie eine Schaffung zusätzlicher Anreize zur Beachtung des gemeinschaftlichen Umweltrechts. Nach dem Konzept des Weißbuchs soll mit einer Rahmenrichtlinie ein Ordnungsrahmen für die Umwelthaftung geschaffen werden. Die Rahmenrichtlinie würde zunächst die wesentlichen Mindestanforderungen enthalten und könnte im Laufe der Jahre entsprechend den dann gesammelten Erfahrungen um weitere Ansätze ergänzt werden. Zur weiteren Ausarbeitung und Diskussion der geplanten Richtlinie hat die Kommission ein Konsultationspapier vorgelegt, das erhebliche Abstriche am ursprünglich verfolgten Ansatz erkennen lässt (der inzwischen vorliegende Richtlinienvorschlag konnte, da nach Redaktionsschluss veröffentlicht, nicht mehr im Detail berücksichtigt werden, folgt aber im Wesentlichen den konzeptionellen Überlegungen des Konsultationspapiers, auf die sich die Stellungnahme des Umweltrates bezieht). Die Umwelthaftung soll danach nur für eingeschränkte Schadenstypen gelten:

– Schädigungen der durch die Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) und die FFH-Richtlinie (92/43/EWG) sowie nationale Schutzgebietsgesetzgebung geschützten biologischen Vielfalt,

– Verschmutzungen der durch die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) geschützten Gewässer und

– Bodenbeeinträchtigungen, sofern sie zu Schädigungen der menschlichen Gesundheit führen können.

Die Haftung für Schäden, die aus einem durch das gemeinschaftliche Umweltrecht erfassten und als potenziell gefährlich eingestuften Verhalten resultieren, soll verschuldensunabhängig ausgestaltet werden. Dagegen soll die Haftung für sonstige Schädigungen verschuldensabhängig sein.

49.* Der Umweltrat bewertet die Initiative der Kommission zur Ausarbeitung eines europäischen Umwelthaftungsrechts im Grundsatz positiv, sieht aber im Detail noch Diskussions- und Änderungsbedarf. In Anbetracht der mit der Schaffung einer Haftungsrichtlinie verbundenen weit gehenden Eingriffe in die unterschiedlichen nationalen Rechtstraditionen, die nicht mehr als notwendig harmonisiert werden sollten, spricht der Umweltrat sich dafür aus, den Charakter der geplanten Richtlinie als Rahmenrichtlinie nicht aufzugeben. Die Richtlinie sollte sich dabei auf die Regelung der Haftung für ökologische Schäden konzentrieren.

Dazu müssen einheitliche Schadenskriterien und Bewertungsmaßstäbe für die Berechnung ökologischer Schäden festgelegt werden. Zur Vermeidung wettbewerbsverzerrender unterschiedlicher Interpretationen in den Mitgliedstaaten wie auch im Interesse der Versicherbarkeit sind hier noch erhebliche Konkretisierungen erforderlich. Auch für die Schadenskompensation durch Wiederherstellung, der Vorrang eingeräumt werden sollte, bedarf es genauerer Festlegungen. Der vorgesehene enge Anwendungsbereich der Haftung für ökologische Schäden sollte ausgeweitet werden.

50.* In Bezug auf herkömmliche Schäden, einschließlich der Gesundheitsschäden, für die in allen Mitgliedstaaten ein nationales Haftungsregime existiert, genügt dagegen eine Verbesserung der Durchsetzbarkeit durch Beweiserleichterungen.

51.* Die Einhaltung von Rechtsvorschriften oder behördlichen Auflagen sollte entgegen den Vorstellungen der Kommission keinen Haftungsausschlussgrund bilden. Bei einem Haftungsausschluss für Schäden, die trotz Einhaltung aller Vorgaben auftreten, würden ausgerechnet diejenigen Mitgliedstaaten, die ihr nationales Rechts- und Verwaltungssystem nicht hinreichend anspruchsvoll ausgestaltet haben, auch noch mit einem entsprechend weniger weit reichenden Haftungsregime belohnt. Gerade bei unzureichender ordnungsrechtlicher Regelung ist die Präventivwirkung eines von der Einhaltung ordnungsrechtlicher Vorschriften unabhängigen Haftungsrechts unverzichtbar.

52.* Die von der Kommission vorgeschlagene Auffangverantwortlichkeit für den Fall, dass Haftungsansprüche

gegen den primär Verantwortlichen nicht realisierbar sind, sollte für den Bereich der verschuldensunabhängigen Haftung, die an bestimmte als gefährlich ausgewiesene Aktivitäten anknüpft, bereits auf europäischer Ebene einheitlich im Sinne einer Versicherungspflicht ausgestaltet werden.

53.* Der Umweltrat spricht sich dafür aus, die Verantwortlichkeit für die Wiederherstellung ökologischer Schäden im öffentlichen Recht anzusiedeln und sie damit deutlich von dem Bereich der klassischen Umwelthaftung für herkömmliche Schäden zu trennen.

3.1.3 Das Artikelgesetz – insbesondere die Umsetzung der IVU- und der UVP-II-Richtlinie

54.* Mit dem am 3. August 2001 in Kraft getretenen Artikelgesetz sind die zentralen EG-Richtlinien zum integrierten Umweltschutz, die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie, RL 96/61/EG) und die UVP-Änderungsrichtlinie (RL 97/11/EG), auf vertretbarem Wege umgesetzt worden; allerdings bleibt in einigen Hinsichten noch Ergänzungs- und vor allem Konkretisierungsbedarf.

55.* Bei der Umsetzung der IVU-Richtlinie ist die Beibehaltung des typisierenden Steuerungsansatzes, der die Genehmigungsentscheidung an allgemein verbindliche Vorsorgestandards bindet, im Interesse der Rechtssicherheit und Vollziehbarkeit zu begrüßen. Die Umsetzung ist unter diesem typisierenden Ansatz jedoch erst dann wirklich erfolgt, wenn auch die – den Stand der Technik konkretisierenden – Umweltstandards, nach denen sich die Genehmigungsentscheidungen weiterhin richten sollen, integrativ ausgestaltet worden sind. Die geplante Novellierung der Technischen Anleitung Luft (TA Luft) sollte in diesem Sinne zügig abgeschlossen und es sollten auch die gewässerbezogenen Standards einer Revision unterzogen werden. Die erforderlichen integrativen Standards sollten durch eine ausführliche Begründung transparent gemacht werden.

56.* Die Neuerungen, die das UVP-Gesetz durch das Artikelgesetz erfahren hat, bringen eine in wesentlichen Punkten maßstabsgetreue Umsetzung der geänderten UVP-Richtlinie und beseitigen zudem Umsetzungsmängel, die bereits in Bezug auf die alte UVP-Richtlinie festgestellt worden waren. Aus der Sicht einer um umfassende Ermittlung, integrierte Bewertung und sachgerechte Bewältigung von Umweltkonflikten bemühten Umweltpolitik bringen die deutliche Erweiterung des Anwendungsbereichs, die Einführung der UVP auch bei kumulierenden Vorhaben und die verbesserte (grenzüberschreitende) Öffentlichkeitsbeteiligung erfreuliche Fortschritte. Allerdings bleiben in einigen Details wiederum Umsetzungsdefizite, mit denen das nationale Recht hinter dem gemeinschaftsrechtlich vorgesehenen Niveau zurückbleibt. Insbesondere werden immer noch nicht ausnahmslos alle Vorhaben, für die nach der UVP-Richtlinie eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchzuführen ist, auch national der UVP-Pflicht unterworfen. Schließlich fehlen noch ergänzende untergesetzliche Ausführungsbestimmungen zum neuen UVP-Recht, die einen einheitlichen und zügigen Vollzug sicherstellen.

3.1.4 Zukünftige europäische Chemikalienpolitik

57.* Dringendstes Problem der europäischen Chemikalienkontrolle bleibt die Kontrolle der Altstoffe, d. h. der Stoffe, die bereits vor 1981 in der Europäischen Gemeinschaft vermarktet wurden. Sie machen etwa 99 % der Vermarktungsmenge von Chemikalien aus. Trotz Einführung der EG-Altstoffverordnung im Jahre 1993 geht die Erfassung der Altstoffe nur schleppend voran. Die Gründe hierfür sind u. a. darin zu sehen, dass die Behörden mit der Durchführung der Risikobewertung überlastet sind und angesichts der geltenden Rechte- und Lastenverteilung kaum Anreize für Hersteller und Importeure bestehen, den Behörden die erforderlichen Daten zu liefern. Da nachgeschaltete Anwender nicht verpflichtet sind, Informationen über die Verwendungen von Chemikalien zu liefern, fehlen insbesondere zuverlässige Daten über die Expositionspfade. Es wird geschätzt, dass beim derzeitigen Tempo selbst für die 4 000 problematischsten Altstoffe Risikobeurteilungen erst im Jahr 3000 vorliegen würden. Daneben führt auch das zeitaufwendige Verfahren für den Erlass von Stoffbeschränkungen zur Verzögerung der notwendigen Kontrollmaßnahmen. Alles in allem muss festgestellt werden, dass das geltende System das Altstoffproblem noch nicht einmal ansatzweise gelöst hat. Reformen sind daher dringend erforderlich.

58.* Am 13. Februar 2001 hat die Europäische Kommission mit dem Weißbuch zur künftigen europäischen Chemikalienpolitik eine neue Strategie vorgelegt. Auf dieser Grundlage sollen rechtsverbindliche Regelungen zur neuen Chemikalienstrategie im Jahre 2002 vorgeschlagen werden. Im Mittelpunkt der neuen Strategie steht die Einführung des neuartigen Registrierungs-, Bewertungs- und Genehmigungsverfahrens *REACH* (*R*egistration, *E*valuation and *A*uthorisation of *Ch*emicals).

59.* Das im Weißbuch vorgesehene Registrierungsverfahren ist für Alt- und Neustoffe grundsätzlich gleich und wird sich an dem bisherigen Anmeldeverfahren für neue Stoffe orientieren. Von den 100 000 Altstoffen in der Altstoffliste EINECS dürfte das neue System insgesamt 30 000 erfassen. Für die Registrierung sind je nach Produktionsmenge unterschiedliche Angaben über physikalisch-chemische, toxikologische und ökotoxikologische Eigenschaften des Stoffes vorzulegen. Während die Registrierungsgrenze bislang für Altstoffe bei einer Produktionsmenge von 10 t und für Neustoffe bei 10 kg pro Jahr je Hersteller liegt, soll nunmehr die Anmeldung einheitlich ab einer Produktionsmenge von 1 t pro Jahr je Hersteller erfolgen. Die so genannte Basisbeschreibung, die die Vorlage von Daten zu den physikalisch-chemischen Eigenschaften, zu Toxizität, Mutagenität und fortpflanzungsschädigender Wirkung sowie zu ökotoxikologischen Eigenschaften erfordert, soll nach dem Weißbuch ab einer Produktionsmenge von 10 t pro Jahr vorgelegt werden. Nach geltender Rechtslage ist diese Beschreibung für

Neustoffe bereits ab 1 t pro Jahr, für Altstoffe hingegen nur bei Aufnahme in eine so genannte Prioritätenliste vorgeschrieben.

60.* Der zweite Schritt, die Bewertung der erfassten Informationen durch die Behörden, ist einerseits für Stoffe vorgesehen, die in Mengen von mehr als 100 t pro Jahr hergestellt oder importiert werden, andererseits für Stoffe, die über bestimmte gefährliche Eigenschaften verfügen (Stoffe mit erbgutverändernden, sehr giftigen Eigenschaften, mit hoher Persistenz oder Bioakkumulationsfähigkeit oder Stoffe, deren Molekularstruktur zur Besorgnis Anlass gibt). Registrierung und Bewertung sollen stufenweise bis 2012 abgeschlossen werden. Für besonders gefährliche Stoffe, die zu „großer Besorgnis Anlass geben“, soll zukünftig erstmals ein Zulassungsverfahren gelten. Zulassungspflichtig sollen persistente organische Schadstoffe (POPs) sowie Stoffe sein, die nachweislich kanzerogene, mutagene oder reproduktionstoxische Eigenschaften besitzen. Erfasst werden vermutlich 1 400 Stoffe, also ca. 5 % der auf der ersten Stufe zu registrierenden Chemikalien. Nach einer Übergangszeit wird ein Termin festgelegt, von dem an alle nicht zugelassenen Verwendungszwecke des jeweiligen Stoffs verboten sind. Besondere Verwendungszwecke eines Stoffes können auf der Grundlage einer Risikobeurteilung, die den Behörden vom Antragsteller vorgelegt wird, zugelassen werden. Die Eigenschaften der Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität (PBT-Eigenschaften) bzw. der hohen Persistenz und Bioakkumulierbarkeit (vPvB-Stoffe) sowie endokrine Wirkungen werden zunächst nicht als Kriterien für die Zulassungsbedürftigkeit einbezogen.

61.* Das Weißbuch bedeutet in wichtigen Punkten einen Schritt zur Verbesserung der Chemikalienkontrolle. Einzelne Aspekte sollten jedoch nochmals überdacht werden. Dabei sollte u. a. berücksichtigt werden, dass die zukünftige Chemikalienpolitik auch zur Erreichung der Ziele im Rahmen der internationalen Meeresschutzabkommen (OSPAR-Regime) beitragen muss.

Der Umweltrat warnt davor, bei der Registrierung die Verbesserungen im Altstoffbereich mit Defiziten im Neustoffbereich zu erkaufen. Die Einrichtung eines vereinfachten Anmeldeverfahrens für Stoffe unter 1 t pro Jahr wäre daher zu begrüßen. Zumindest für Neustoffe sollte es bei der Registrierungsschwelle von 10 kg pro Jahr und der Pflicht zur Vorlage der Basisbeschreibung ab einer Produktions- bzw. Importmenge von 1 t pro Jahr bleiben.

Zu fordern ist außerdem, dass die Mengenschwellen nicht auf die Produktionsmenge einzelner Hersteller bzw. Importeure, sondern auf die Gesamtmenge eines Stoffes bezogen werden. In jedem Fall ist zu beachten, dass Risiken auch von in kleinsten Mengen produzierten Substanzen ausgehen können.

Die Qualität der Datenermittlungen und Risikobewertungen der Industrie sollte durch geeignete Maßnahmen sichergestellt werden. Neue Testmethoden zur schnelleren Identifizierung problematischer Substanzen müssen entwickelt und bestehende kontinuierlich verbessert werden. Dies betrifft insbesondere den Einsatz von Computermodellen für die Vorhersage der Eigenschaften von Chemikalien aufgrund ihrer Molekularstruktur (QSAR – Quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen).

62.* Der Umweltrat begrüßt, dass mit dem vorgesehenen Zulassungsverfahren ein Verbot mit Erlaubnisvorbehalt und eine entsprechende Umkehr der Initiativ- und Beweislast eingeführt werden soll. Dieses Konzept stellt einen wesentlichen Schritt zur Verwirklichung des Vorsorgeprinzips dar. Die Zulassungspflicht sollte auf Stoffe mit endokriner und sensibilisierender Wirkung sowie auf PBT- und vPvB-Stoffe ausgeweitet werden. Solange die erwähnten Eigenschaften keine Kriterien für die Zulassungsbedürftigkeit darstellen, sollten die entsprechenden Substanzen außerhalb des Zulassungsverfahrens als prioritäre Stoffe behandelt werden.

Maßgeblich für den Erfolg der Strategie ist vor allem, dass alles getan wird, um die Einhaltung der Fristen zu gewährleisten. Daher muss sichergestellt sein, dass ein Stoff nicht vermarktet oder verwendet werden darf, wenn der Anmelder seinen Informationspflichten nicht nachkommt.

Die im Weißbuch vorgesehene Information der Öffentlichkeit durch Einrichtung einer öffentlichen Chemikaliendatenbank ist ein erster Schritt zu verbesserter Transparenz. Dieser reicht allerdings noch nicht aus. Der weiter gehende Vorschlag des Rates der Europäischen Union, Hersteller, Verwender und Vertriebsunternehmen zu verpflichten, Auskunft über den Gehalt von Chemikalien in ihren Produkten zu geben und diese entsprechend zu kennzeichnen, ist zu begrüßen.

Im Hinblick auf Transparenz und Akzeptanz des Kontrollsystems ist bei den konkreten Entscheidungen im Rahmen des Risikomanagements, z. B. wenn es um die Zulassung bestimmter Verwendungen eines Stoffes geht, eine Beteiligung der Öffentlichkeit wünschenswert.

Um Schutzlücken zu vermeiden, sollte sich die Chemikalienkontrolle auch auf Stoffe in Produkten erstrecken.

63.* Der Umweltrat fordert die Bundesregierung auf, sich im Verlaufe der weiteren Verhandlungen für die genannten Nachbesserungen einzusetzen. In der politischen Diskussion um das Weißbuch zeichnet sich allerdings ab, dass schon die Umsetzung der im Weißbuch vorgesehenen Reformen auf erheblichen Widerstand stoßen wird. Es wird daher vor allem darauf ankommen, die entscheidenden Fortschritte des Weißbuchs vor Aufweichungen zu bewahren. Hierzu zählen insbesondere das vorgesehene Vermarktungsverbot, falls ein Hersteller bzw. Importeur seinen Informationspflichten bei der Anmeldung oder Bewertung eines Stoffes nicht nachkommt, sowie die Umkehr der Beweislast im Rahmen des Zulassungsverfahrens.

3.1.5 Integrierte Produktpolitik

64.* Die Europäische Kommission hat im Februar 2001 mit ihrem „Grünbuch zur integrierten Produktpolitik“ erste konzeptionelle Überlegungen zur künftigen Gestaltung der europäischen Produktpolitik unter Umweltge-

sichtspunkten vorgelegt. Als „integrierte Produktpolitik“ bezeichnet die Kommission eine Politik, die „das Ziel verfolgt, die Umweltauswirkungen von Produkten während ihres gesamten Lebenszyklus ... zu verringern“. Der Problematik dieses Politikfeldes ist sich die Kommission offensichtlich bewusst. Was, wie viel und wie produziert wird, reguliert in marktwirtschaftlichen Systemen grundsätzlich nicht der Staat, sondern der Markt. Produktionsentscheidungen werden, nach bestmöglicher Einschätzung der Nachfrage, grundsätzlich dezentral von den Unternehmen getroffen. Zur Korrektur von Marktversagen sind anerkanntermaßen gewisse staatliche Interventionen notwendig; diese setzen aber traditionell, wie der klassische Umweltschutz der ersten Generation, eher am Rande der Produktionsprozesse an und greifen nur in Ausnahmefällen, beispielsweise durch Verbot eines besonders gefährlichen Stoffs, in den Kernbereich der Unternehmer- und Konsumentenfreiheit ein. Von diesem klassischen Modell der marginalen Intervention weicht das in den vergangenen Jahren zunehmend verfolgte Konzept eines *produktions*integrierten Umweltschutzes schon ein Stück weit ab, indem es für die Emissionsminderung bei Produktionsanlagen nicht mehr (nur) auf nachgeschaltete Reinigungstechniken, sondern auf eine möglichst verbrauchs- und emissionsarme Gestaltung des Produktionsprozesses selbst setzt. Schon dieses Konzept ist, wo es unmittelbar staatlich vorgegeben und durchgesetzt wird, mit einer nicht immer unproblematischen Intensivierung der Einwirkung auf unternehmerische Produktionsentscheidungen verbunden. Dieses Problem verschärft sich in dem Maße, in dem neben den Produktionsanlagen auch die Produkte ins Visier der Umweltpolitik geraten. Wenn – mit guten Gründen – die Notwendigkeit einer Politik gesehen wird, die intensiver als bisher auf die Gesamtheit der produktbezogenen Nachfrage- und Angebotsentscheidungen am Markt Einfluss nimmt, um dem Marktgeschehen insgesamt eine umweltverträglichere Richtung zu geben, stellt sich die Frage, wie dies bewerkstelligt werden kann, ohne die Freiheit der Marktteilnehmer und damit auch die Effizienzleistungen des Marktes weitgehend außer Kraft zu setzen.

Das Grünbuch verfolgt den richtigen Ansatz, wenn es hervorhebt, dass eine zugleich ökologisch wirksame und marktwirtschaftskompatible Produktpolitik nicht mit irgendeinem Patentrezept, sondern nur mit einem sorgfältig abgestimmten Instrumentenmix möglich ist, und dass es vor allem darauf ankommt, so weit wie möglich die Marktkräfte selbst zu nutzen. Die weitere Ausarbeitung dieses richtigen Ansatzes bleibt allerdings teilweise hinter dem Stand der Diskussion zurück und gelangt über vage und inhaltlich unzureichende Konzepte nur in Randbereichen hinaus.

65.* Bezieht man, wie die Kommission es in ihrem Grünbuch ins Auge fasst, in den Produktbegriff im Prinzip auch Dienstleistungen ein (oder schließt sie zumindest nicht a priori aus), sind von den Lenkungsansprüchen einer umweltbezogenen Produktpolitik potenziell alle Wirtschaftsabläufe erfasst. Es folgt daraus, dass die Produktpolitik eine so komplexe Angelegenheit ist, dass sie einer vernünftigen inhaltlichen Steuerung auf der Ebene allgemeiner politischer Programme und Konzepte nur begrenzt zugänglich ist. Konkrete politische Handlungsstrategien können sinnvoll nur für konkrete Produkt- oder Konsumbereiche unter Berücksichtigung der jeweiligen Zielgruppen, ihrer Interessenlage und ihres Informationsstandes, der gegebenen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen, Substitutionsmöglichkeiten etc. entwickelt werden. In der allgemeinen Form eines Konzept- oder Strategiepapiers kann, neben der Mobilisierung von Aufmerksamkeit, vernünftigerweise nur geklärt werden,

– welcher Art die grundsätzlichen Anreiz- und Steuerungsprobleme sind, mit denen man es zu tun hat,

– was die Vor- und Nachteile der verschiedenen in Betracht kommenden politischen Steuerungsinstrumente oder Instrumentenkombinationen sind, über deren konkrete Anwendung dann sinnvoll nur bereichsweise – im Rahmen eines allgemeinen Konzeptpapiers daher allenfalls exemplarisch – geurteilt werden kann,

– ob die Organisation der politischen Entscheidungsprozesse geeignet ist, für die festgestellten grundsätzlichen Anreiz- und Steuerungsprobleme vernünftige Lösungen zu produzieren, bzw. welche Verbesserungen hier notwendig sind, und

– welchen Produktgruppen die Politik sich prioritär zuwenden sollte.

66.* Dass das Grünbuch der Kommission in den beiden erstgenannten Hinsichten wenig bietet und in den beiden zuletzt genannten überhaupt nichts, ist bedauerlich. Eine europäische Produktpolitik existiert jedoch unabhängig davon und kann auch unabhängig davon weiter entwickelt werden. Die Problemstrukturen, mit denen eine umweltorientierte Produktpolitik es zu tun hat, sind bekannt und instrumentelle Fragen eingehend analysiert. Es gibt weitaus mehr ungedeckten Handlungs- als Wissensbedarf. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, ihre eigenen Anstrengungen zur Verbesserung der umweltbezogenen Produktpolitik auf europäischer wie auf nationaler Ebene zu richten auf

– die Verbesserung der Politikkoordination, insbesondere im Verhältnis zwischen den Wirtschafts- und den Umweltressorts;

– die Gewährleistung von Mindeststandards an umweltbezogener Produktqualität durch ordnungsrechtliche Vorgaben, wie z. B. Verbote besonders gefährlicher Stoffe, Emissionsgrenzwerte und Ähnliches;

– die Gewährleistung umweltbezogener Markttransparenz mit Instrumenten, die eine möglichst unaufwendige und leicht rezipierbare Information der Verbraucher über umweltrelevante Produkteigenschaften gewährleisten;

– den Einsatz ökonomischer Instrumente zur Tendenzsteuerung in Richtung auf Langlebigkeit, Verringerung der Materialintensität, Verringerung des Schadstoffgehalts, Verringerung der Verbrauchswerte, Wiederverwendbarkeit und Recyclingfreundlichkeit von Produkten oder Produktgruppen;

– die Sicherung hoher Standards und angemessener Entscheidungsstrukturen in der produktbezogenen Normung. Unabdingbar sind insbesondere grundlegende Verbesserungen der faktischen Verfahrenstransparenz und eine weiter verbesserte institutionelle und finanzielle Förderung für die Einbeziehung von Umweltinteressen. Zu bedenken ist im Übrigen, dass die privatverbandliche Normung aus Gründen, die in der Interessenstruktur der Beteiligten liegen, für die Wahrnehmung von Umweltschutzaufgaben prinzipiell weniger gut geeignet ist als für ihre traditionellen Standardisierungsaufgaben im Bereich der akuten Produktsicherheit und der Sicherung der Kompatibilität von Produkten. Die wesentlichen Vorgaben für den produktbezogenen Umweltschutz sollten daher weiterhin so konkret wie möglich durch Rechtsvorschriften getroffen werden und nicht der privatverbandlichen Normung überlassen bleiben;

– eine auf begründete Prioritätensetzungen aufbauende produktpolitische Programmplanung, die auch der Industrie frühzeitige Orientierung im Hinblick auf Innovationsbedarf vermittelt. Eine solche Programmplanung zeichnet sich in dem vorgelegten Grünbuch der Kommission noch nicht ab und sollte im nächsten Schritt entwickelt werden.

3.1.6 Neuer Gemeinschaftsrahmen für staatliche Umweltschutzbeihilfen

67.* Staatliche Beihilfen (direkte Subventionen, Steuernachlässe und andere Vergünstigungen für einzelne Unternehmen oder Unternehmenszweige) beeinflussen Produktionskosten und Marktbedingungen und können damit zu Wettbewerbsverzerrungen führen, die den Interessen des Gemeinsamen Marktes zuwiderlaufen. Die Artikel 87 ff. (Ex-Artikel 92 ff.) EG-Vertrag schränken deshalb die Zulässigkeit staatlicher Beihilfen ein. Dies betrifft auch Beihilfen im Bereich des Umweltschutzes. Um den Mitgliedstaaten Hinweise und sich selbst Leitlinien für die Beurteilung von Umweltschutzbeihilfen im Rahmen ihrer Beihilfekontrolle zu geben, hat die EU-Kommission einen Gemeinschaftsrahmen für staatliche Umweltschutzbeihilfen erstellt. Zum Februar 2001 ist eine neue Fassung dieses Gemeinschaftsrahmens in Kraft gesetzt worden, die bis 2007 gelten soll und vornehmlich die veränderte Situation im Energiesektor sowie neue Arten von Betriebsbeihilfen berücksichtigt.

68.* Die Kommission beurteilt Umweltbeihilfen als im Grundsatz nicht wettbewerbskonform. Angesichts der bestehenden Möglichkeit, Umweltproblemen durch Kosteninternalisierung auf wettbewerbskonforme und verursachergerechte Weise zu begegnen, sollen Beihilfen daher nur noch in eng begrenzten Ausnahmefällen zulässig sein. Diese Prämissen der Kommission sind aus umweltpolitischer und wettbewerbspolitischer Sicht gleichermaßen unplausibel. Der Verdacht, dass Umweltbeihilfen generell den Wettbewerb verfälschen, ist gerade nicht gerechtfertigt. Wettbewerb ist kein Selbstzweck, sondern nur Mittel, um eine effiziente Ressourcenallokation und somit ein maximales Wohlfahrtsniveau zu erreichen. Nur Interventionen, die die Leistungsfähigkeit des Wettbewerbs reduzieren, können daher als wettbewerbs*verzerrend* bezeichnet werden. Umweltbeihilfen reduzieren aber nicht zwangsläufig die Funktionsfähigkeit des Wettbewerbs. Beihilfen, mit denen freiwillig umweltfreundliche Produktionsweisen unterstützt werden, haben im Gegenteil gerade den Sinn, Wettbewerbsverzerrungen zu *korrigieren,* die man darin sehen kann, dass bei fehlender Anlastung von Umweltschadenskosten umweltintensiv hergestellte Güter billiger angeboten werden können als umweltschonend hergestellte. Angesichts beispielsweise der Schäden in Höhe von jährlich ca. 50 Mrd. Euro innerhalb der EU, die für den Fall einer Verdoppelung der atmosphärischen Treibhausgaskonzentrationen prognostiziert werden, fallen die innerhalb der EU vergebenen Beihilfen für Umwelt und Energieeinsparung im Verarbeitenden Gewerbe und im Dienstleistungssektor, die 1996 bis 1998 durchschnittlich 1,4 Mrd. Euro betrugen, ausnehmend gering aus.

69.* Investitionsbeihilfen, die nur der Einhaltung gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften dienen, sollen nach dem neuen Gemeinschaftsrahmen nur noch für kleine und mittlere Unternehmen in Höhe von 15 % der beihilfefähigen Kosten für einen Zeitraum von drei Jahren nach Annahme der betreffenden Gemeinschaftsvorschriften zulässig sein. Hier wäre aus der Sicht des Umweltrates eine Einschränkung dahin gehend sinnvoll gewesen, dass die Fördermöglichkeit erst mit erfolgter nationaler Umsetzung der Gemeinschaftsvorschriften einsetzt; in Verbindung mit der Dreijahresfrist würde so ein Anreiz zu zügiger Umsetzung geschaffen. Investitionen, die der Übererfüllung von Gemeinschaftsnormen dienen, sollen im Grundsatz weiterhin mit 30 % der beihilfefähigen Investitionskosten gefördert werden können. Nur für einzelne Bereiche, beispielsweise die Förderung erneuerbarer Energien, gesteht die Kommission einen Fördersatz von 100 % zu. Für diese bereichsbezogene Beschränkung gibt es keinen Grund. Der Regelsatz von 30 % ist, da die Investitionsmehrkosten immer noch zu 70 % vom Unternehmen selbst getragen werden müssen, nicht ausreichend, um die erwünschte Anreizwirkung auszulösen. Der Umweltrat empfiehlt daher, gegenüber der Europäischen Kommission darauf hinzuwirken, dass den Mitgliedstaaten generell die Möglichkeit eingeräumt wird, den Unternehmen die Mehrkosten für überobligatorische Umweltschutzinvestitionen zu 100 % zu erstatten. Im Falle neuartiger, unerprobter Technologien wäre sogar daran zu denken, darüber hinaus noch einen Risikoaufschlag zuzulassen. Auch die besonderen Regelungen für einzelne Sachbereiche wie die Altlastensanierung und den Energiebereich geben in Teilen Anlass zur Kritik.

70.* Problematisch ist auch der von der Kommission vorgesehene Mehrkostenansatz, dem gemäß grundsätzlich nur die zur Verwirklichung der Umweltschutzziele erforderlichen Investitionsmehrkosten beihilfefähig sein sollen. Die damit geforderte Abgrenzung der spezifisch umweltschutzbezogenen Mehrkosten bereitet bei produktionsintegrierten Umweltschutzmaßnahmen Schwierigkeiten und begünstigt damit *End-of-Pipe*-Technologien.

71.* Einen besonderen Typus von Umweltbeihilfen bilden Vergünstigungen wie die Ökosteuerermäßigung für das Produzierende Gewerbe. Mit solchen Vergünstigungen wird Teilen der Wirtschaft, die in besonderer Weise dem internationalen Wettbewerb ausgesetzt sind, die steuerliche Internalisierung von Umweltkosten mehr oder weniger weitgehend erspart. Auch Beihilfen dieser Art will die Kommission nur unter bestimmten einschränkenden Voraussetzungen (degressive Gestaltung, angemessene, z. B. in freiwilligen Vereinbarungen zugesicherte Gegenleistungen, Sanktionen im Fall der Nichterfüllung) akzeptieren. Zuzugestehen ist, dass solchen „internalisierungsverschonenden Beihilfen“ eher als Beihilfen zur unmittelbaren Förderung von Umweltschutzleistungen ein wettbewerbsverzerrender Charakter zugeschrieben werden kann. Für die beihilfeaufsichtliche Beurteilung muss aber berücksichtigt werden, dass derartige Steuervergünstigungen primär dazu dienen, für einzelne wirtschaftliche Akteursgruppen eine Belastung zu reduzieren, der ihre *unmittelbaren* Konkurrenten im europäischen Ausland von vornherein nicht ausgesetzt sind. Eine restriktive Handhabung der Beihilfeaufsicht ist daher auch hier nicht angemessen. Ausgehend von den im Beihilferahmen aufgestellten Beurteilungskriterien ist es allerdings konsequent, dass die Kommission als Voraussetzung für die weitere Billigung der deutschen Ökosteuerbefreiung für das Produzierende Gewerbe die verbindliche Festschreibung von Sanktionen für den Fall verlangt, dass die von der Wirtschaft im Rahmen der Klimaschutzvereinbarung übernommenen Verpflichtungen nicht erfüllt werden.

72.* Insgesamt schränken die Regelungen des Beihilferahmens die Handlungsspielräume der nationalen Umweltpolitik über Gebühr ein. Der Umweltrat sieht die Gefahr, dass die Entwicklung innovativer Techniken dadurch gebremst und den Mitgliedstaaten bereichsweise die Übernahme nationaler Vorreiterrollen unmöglich gemacht wird. Gerade nationale Vorreiterrollen sind aber in der Vergangenheit eine wesentliche Quelle von Fortschritten in der Umweltpolitik- und -technikentwicklung gewesen und sollten dies auch weiter sein (Tz. 11*ff.). Konflikte mit der Beihilfenaufsicht der Kommission sollten in geeigneten Fällen bis auf Weiteres durch Lösungen nach dem Muster des Erneuerbare-Energien-Gesetzes vermieden werden.

3.2 Ausgewählte Umweltpolitikbereiche

3.2.1 Klimaschutz

Klimaforschung und Klimawirkungsforschung

73.* Der im dritten Bericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) dokumentierte Forschungsstand belegt, dass ein fortgesetzter Anstieg der Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre mit hoher Wahrscheinlichkeit katastrophale Auswirkungen haben wird. Die entwarnende Position der „Klimaskeptiker“ hat angesichts dieses Forschungsstandes keine Überzeugungskraft.

Das größte Einzelrisiko für Europa stellt die Abschwächung des Golfstroms dar. Auch wenn neuere Untersuchungen die Wahrscheinlichkeit eines Ausbleibens des Golfstromes in diesem Jahrhundert für gering erachten, ist das Risiko für die europäische Zivilisation unvertretbar hoch. Erhöhte Aufmerksamkeit sollte in Zukunft auch der Ausbreitung von Tropenkrankheiten in Europa gewidmet werden, da klimatische Änderungen Bedingungen schaffen, die für die Verbreitung von Krankheitserregern förderlich sein können.

Zur langfristigen Zielformulierung

74.* Der Umweltrat empfiehlt, die internationale Klimaschutzpolitik an der Zielsetzung zu orientieren, eine CO_2-Konzentration von 500 ppmv auch langfristig nicht zu überschreiten. Die Verpflichtungen des Kyoto-Protokolls sind vor diesem Hintergrund nur als Einstieg in eine weiter gehende Reduktionspolitik zu verstehen. In der Frage der Lastenverteilung zwischen Industrieländern und Entwicklungsländern sollte sich die deutsche Politik hinsichtlich der internationalen Verteilung von Emissionsberechtigungen von einem durch Anerkennung zeitlicher Anpassungsspielräume gemäßigten Egalitarismus leiten lassen.

75.* In diesem Zusammenhang bedauert der Umweltrat, dass ein zentrales Ziel des Kommissionsentwurfes einer EU-Nachhaltigkeitsstrategie, die weitere Reduktion der Treibhausgasemissionen um jährlich 1 % bis 2020 nach Ablauf der ersten Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls, vom Europäischen Rat in Göteborg nicht übernommen wurde. Zu begrüßen ist, dass sich das Europäische Parlament im Januar 2002 für eine Reduzierung von jährlich 1 % ab dem Jahr 1990 ausgesprochen hat. Als ein langfristiges Ziel für die deutsche Klimapolitik hält der Umweltrat das gegenwärtig kontrovers diskutierte CO_2-Minderungsziel von 40 % bis 2020 für sinnvoll und erreichbar. Es erhöht die Realisierbarkeit eines ehrgeizigen europäischen Klimaschutzziels und damit die Chancen, andere EU-Staaten in eine gemeinsame Reduktionspolitik einzubinden.

Wichtig ist es, den Zeithorizont der nationalen Klimaschutzpolitik zu erweitern und einen über die erste mögliche Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls hinausweisenden Reduktionspfad einzuleiten. Eine Reihe von Untersuchungen zeigt, dass ein solcher Pfad flexibel gehandhabt und ökonomisch und sozial verträglich ausgestaltet werden kann.

Die Klimaschutzpolitik der Bundesregierung

76.* Die Bundesregierung hat in den vergangenen Jahren wichtige Weichenstellungen in Richtung eines intensivierten Klimaschutzes getroffen. Als Folge gezielter Politikmaßnahmen (so z. B. der Förderung erneuerbarer Energien und der Einführung der ökologischen Steuerreform), des Transformationsprozesses in den neuen Bundesländern und anderer Entwicklungen wie der Strommarktliberalisierung fielen die CO_2-Emissionen zwischen 1990 und 2000 um 15,3 %, wobei die stärksten Minderungen in den Sektoren Industrie und Energiewirtschaft

erzielt wurden. Der Verkehrssektor weist als einziger Bereich einen deutlichen Zuwachs an CO_2-Emissionen gegenüber 1990 auf, in den letzten beiden Jahren wurden aber auch hier Reduktionen erreicht. Um das selbst gesteckte Klimaschutzziel (Reduzierung der CO_2-Emissionen um 25 % bis zum Jahr 2005 gegenüber 1990) zu erreichen, sind zusätzliche Anstrengungen erforderlich. Zu diesem Zweck hat die Bundesregierung im Oktober 2000 ein neues nationales Klimaschutzprogramm aufgestellt.

Wenngleich das Klimaschutzprogramm zahlreiche begrüßenswerte Maßnahmen enthält, droht ohne eine weitere Nachbesserung nach wie vor eine Verfehlung des Klimaschutzziels. Bei Selbstverpflichtungen und Informations- und Aufklärungskampagnen sind die ihnen zugeschriebenen Minderungspotenziale im Klimaschutzprogramm teilweise zu optimistisch angesetzt. In anderen Fällen gehen die CO_2-Verminderungen über das Erwartete hinaus.

Zu den über das Klimaschutzprogramm hinaus erforderlichen Maßnahmen gehört insbesondere die Revision der zahlreichen Sonderregelungen und Fördermaßnahmen für den CO_2-intensivsten Energieträger, die Kohle. Die bisherige Kohlebestandsschutzpolitik ist mit anspruchsvollen nationalen Klimaschutzzielen nicht vereinbar.

Eine Reduktion der CO_2-Emissionen um 40 % gegenüber 1990 im Jahr 2020 ist erstrebenswert und erreichbar. Auch mit einem Kernenergieausstieg bis zum Jahr 2020 ist die Reduzierung der CO_2-Emissionen um 40 % prinzipiell vereinbar. Um die Erreichung dieses Ziels wirtschafts- und sozialverträglich zu gestalten, sollte ein kosteneffizienter Klimaschutzpfad eingeschlagen werden, der auf eine deutliche Effizienzsteigerung bei der Endnachfrage wie im Umwandlungsbereich und einen kohlenstoffarmen Energieträgermix (Substitution von Kohle durch Erdgas als Übergangsstrategie bei langfristigem Wechsel in Richtung regenerativer Energien) zielt. Gesichtspunkte der Versorgungssicherheit stehen dem nicht entgegen; die Versorgungssicherheit kann im Gegenteil auf diese Weise langfristig erhöht werden. Insgesamt sind von einer so ausgerichteten Klimapolitik auch positive Beschäftigungseffekte zu erwarten.

Ökologische Steuerreform

77.* Bereits in seinem Umweltgutachten 2000 hat der Umweltrat ausführlich zur ökologischen Steuerreform Stellung genommen. Dabei wurde der Ansatz, durch eine verursachergerechte Kostenanlastung Anreize zur Verminderung von Umweltbelastungen zu setzen, grundsätzlich begrüßt. Zugleich wurde jedoch Kritik geübt an der konkreten Ausgestaltung der Ökosteuer. Dies betraf insbesondere ihre fehlende Emissionsorientierung sowie die weit reichenden Ausnahmeregelungen für Unternehmen des Produzierenden Gewerbes und der Land- und Forstwirtschaft. Diese Schwachpunkte der ökologischen Steuerreform sollten bei ihrer Weiterentwicklung prioritär korrigiert werden.

Der Umweltrat empfiehlt, an den bisher beschlossenen Stufen der ökologischen Steuerreform festzuhalten und die Steuersätze auch über das Jahr 2003 hinaus langsam, aber kontinuierlich und für alle Beteiligten voraussehbar ansteigen zu lassen. Dabei sollte die Stromsteuer mittelfristig durch eine Abgabe auf fossile Energieträger in der Stromerzeugung abgelöst werden, die sich nach deren CO_2-Intensität bemisst. Soweit dies ohne Bruch der getroffenen Klimaschutzvereinbarung zwischen Bundesregierung und Industrie realisierbar ist, sollten darüber hinaus die bestehenden Ausnahmeregelungen für das Produzierende Gewerbe zukünftig von der Energieintensität der Produktionsprozesse, von der Export- bzw. Importintensität und von der Anwendung eines Energie-Audits abhängig gemacht werden. Vergünstigungen für den Schienenverkehr oder den öffentlichen Nahverkehr sollten allenfalls für einen Übergangszeitraum und in degressiver Ausgestaltung eingeführt werden. Hinsichtlich der Aufkommensverwendung kann die derzeitige Zweckbindung zugunsten der Arbeitsmarktpolitik nur als Übergangslösung bis zur Reform der Sozialsysteme angesehen werden. Eine Aufkommensverwendung durch direkte Fördermaßnahmen sollte nur in denjenigen Fällen in Betracht gezogen werden, in denen die erhebungsseitige Lenkungswirkung aufgrund von Marktversagen unwirksam bleibt und ein Missbrauch ausgeschlossen werden kann.

Emissionshandel

78.* Auf den künftigen Emissionshandel unter Artikel 17 des Kyoto-Protokolls, dessen Konturen im Einzelnen noch nicht feststehen, bereitet man sich sowohl auf der Ebene der EG als auch in verschiedenen Mitgliedstaaten durch Überlegungen zur Institutionalisierung eines eigenen Emissionshandelssystems vor, das gegebenenfalls später in das Kyoto-System integriert werden kann und einstweilen schon das effizienzsteigernde Potenzial dieses Instruments für die europäische bzw. nationale Ebene erschließen soll. Die Europäische Kommission hat im März 2000 ein Grünbuch zum Handel mit Treibhausgasemissionen vorgelegt, das den Beginn eines innereuropäischen Emissionshandels für das Jahr 2005 ins Auge fasst. Diesem Grünbuch ist im Oktober 2001 ein offizieller Richtlinienvorschlag gefolgt. In Deutschland wird über mögliche Konzepte für einen deutschen Emissionshandel auf Bundesebene in einer Arbeitsgruppe aus Vertretern der Regierung, des Bundestages, der Wirtschaft und der Umweltverbände nachgedacht.

79.* Aus ökologischer wie auch aus ökonomischer Sicht wäre ein alle Emittenten einbeziehendes, auf der ersten Handelsebene ansetzendes, strikt mengenfixiertes und möglichst weitgehend internationalisiertes Emissionshandelssystem wünschenswert.

Die seitens der Wirtschaft favorisierte Einführung eines so genannten Emissionshandels auf freiwilliger Basis verspräche demgegenüber in Deutschland im Vergleich zu der bereits realisierten Selbstverpflichtungslösung keinen Effizienzgewinn. Bei den ins Auge gefassten freiwilligen Systemen handelt es sich auch nicht um echte Emissionshandelssysteme im Sinne der ökonomischen Instrumentenlehre, sondern um freiwillige Vereinbarungen mit Austauschflexibilität.

80.* Der Richtlinienvorschlag der Europäischen Kommission zielt auf ein echtes, mengenfixiertes sektorales Emissionshandelssystem für wichtige Industriebereiche, mit der Besonderheit, dass die Mengenfixierung nicht zentral für den gesamten Geltungsbereich des Systems, sondern dezentral von den Mitgliedstaaten festgelegt werden soll. Ungeachtet der Schwächen, die in dem sektoralen Ansatz liegen, können mit einem solchen System Vorteile insbesondere für die Sicherstellung der notwendigen innereuropäischen Beiträge zu den Kyoto-Verpflichtungen der EU verbunden sein. Die Mehrzahl der EU-Mitgliedstaaten, die im Rahmen der innereuropäischen Lastenverteilung Reduktionspflichten übernommen haben, steuert gegenwärtig auf massive Zielverfehlungen zu. Das geplante verbindliche Handelssystem kann bei geeigneter Ausgestaltung hier die notwendige Disziplin herstellen.

81.* Voraussetzung für die Effektivität und Effizienz des geplanten Handelssystems ist allerdings, dass bestehenden Anreizen zu einem Trittbrettfahrerverhalten der Mitgliedstaaten, das die Funktionsfähigkeit des Systems untergraben würde, wirksamer als bislang vorgesehen begegnet wird. Dies betrifft vor allem die Festlegung der nationalen Emissionsmengenbegrenzungen und die Mechanismen der Kontrolle und Sanktionierung. Nur wenn die Funktionsfähigkeit und Effizienz des Systems in dieser Hinsicht besser als bislang vorgesehen gesichert wird, lohnt der erhebliche mit einem solchen System verbundene Aufwand und die Aufgabe des bisherigen Vereinbarungssystems. Nur unter dieser Voraussetzung ist auch ein korrespondierender Abbau der ordnungsrechtlichen Vorgaben vertretbar. In jedem Fall sollte ein Rückbau des Ordnungsrechts zunächst auch nur probeweise vorgesehen werden. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, den Richtlinienvorschlag in diesem Sinne *bedingt* zu unterstützen.

Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung

82.* Die Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) als besonders effiziente Technik der Energieerzeugung ist ein unentbehrliches Element der nationalen Klimaschutzpolitik. Da die Stromerzeugung in modernen, hoch effizienten KWK-Anlagen gegenwärtig trotz der höheren Energieausbeute meist noch deutlich teurer ist als in konventionellen Kraftwerken, kann die KWK nicht ohne eine staatliche bzw. gesetzliche Förderung mit den konventionellen Kraftwerken konkurrieren.

83.* Von der als Förderinstrument ursprünglich ins Auge gefassten Quotenregelung hat die Bundesregierung abgesehen. Im neuen Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz (KWK-Gesetz) ist stattdessen ein Bonusmodell zur Vergütung des in das öffentliche Netz eingespeisten KWK-Stroms vorgesehen. Diese neue Regelung wird ergänzt durch eine Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und der deutschen Wirtschaft.

84.* Der Umweltrat begrüßt grundsätzlich die erweiterte Förderung von KWK-Anlagen durch das neue KWK-Gesetz. Im Detail gibt die gefundene Lösung aber Anlass zur Kritik. Insbesondere die Ausklammerung des Zubaus von neuen größeren KWK-Anlagen aus der Förderung ist nicht sachgerecht; ob ein Zubau neuer Anlagen vonseiten der Wirtschaft freiwillig in angemessenem Umfang erfolgen wird, ist fraglich. Die zeitliche Begrenzung der Förderung und die degressive Ausgestaltung der Fördersätze sieht der Umweltrat als effizient an. Angesichts langer Planungs- und Umsetzungsphasen wäre jedoch ein längerer Förderzeitraum wünschenswert. Für die Zielerreichung kontraproduktiv ist die vorgesehene Gesamtbegrenzung des Fördervolumens. Vor allem ist jedoch zu beanstanden, dass die geplante Bonusregelung der unterschiedlichen CO_2-Effizienz von KWK-Anlagen nicht Rechnung trägt.

Insgesamt erscheint es angesichts der genannten Einschränkungen wenig wahrscheinlich, dass der geplante CO_2-Minderungsbeitrag durch die Kraft-Wärme-Kopplung erreicht und das hier liegende erhebliche Potenzial ausgeschöpft wird.

Atomausstieg und Kohleförderpolitik

85.* Die Substitution des Stromanteils aus Kernenergie kann die Erreichung des CO_2-Reduktionsziels für 2005 kaum spürbar erschweren, da bis 2005 lediglich zwei (kleinere) Kernkraftwerke vom Netz genommen werden. Auch für die Erreichbarkeit der längerfristigen klimapolitischen Zielsetzungen sieht der Umweltrat keine unüberwindlichen durch den Atomausstieg bedingten Probleme. Die Kapazität der abgeschalteten Kernkraftwerksblöcke wird zum einen Teil aufgrund von Einsparungen nicht mehr benötigt werden und kann zu einem anderen Teil durch erneuerbare Energien und gasgefeuerte KWK-Anlagen ersetzt werden. Im Falle eines kosteneffizienten Reduktionspfades ist auch ein 40-%-Reduktionsziel für das Jahr 2020 zu vertretbaren Kosten erreichbar. Empfohlen wird ein Reduktionspfad, der auf effiziente Energietechnologien und einen veränderten Energieträgermix mit einem starken Anteil erneuerbarer Energien zielt. Es handelt sich hier um Technologien, bei denen Deutschland schon jetzt eine international führende Rolle – mitsamt positiven Beschäftigungseffekten – erreicht hat.

86.* Ein kosteneffizienter CO_2-Minderungspfad erfordert eine deutliche Senkung des Kohleanteils an der Energieversorgung. Der Umweltrat spricht sich daher für ein Auslaufen der Steinkohlesubventionen aus. Er erkennt die Versorgungssicherheit als wichtiges Ziel der Energiepolitik an, sieht jedoch keine mit diesem Gesichtspunkt begründbare Notwendigkeit für die Aufrechterhaltung der heimischen Steinkohlesubventionen. Die langfristige Versorgungssicherheit kann besser durch erhöhte Energieeffizienz und erneuerbare Energien gewährleistet werden.

3.2.2 Immissionsschutz

Feinstäube

87.* Partikel, die hauptsächlich aus Kraftfahrzeugen mit Dieselmotor stammen, werden als das derzeit wichtigste Problem der Luftverschmutzung angesehen. Der gegenwärtige Wissensstand lässt sich folgendermaßen zusammenfassen:

Die Kanzerogenität – bezüglich des Lungenkrebsrisikos – von Dieselruß konnte im Tierversuch nachgewiesen werden. Auch die Indizien für eine Kanzerogenität beim Menschen haben in den letzten Jahren zugenommen.

Es kann als gesichert gelten, dass inhalierbarer und lungengängiger Schwebstaub, gemessen als Partikelmasse PM_{10} und $PM_{2,5}$, sowohl bei Kurzzeitexpositionen als auch bei Langzeitexpositionen die Morbidität und Mortalität durch Atemwegserkrankungen und Herz-Kreislauf-Erkrankungen ungünstig beeinflussen kann. Es gibt ernst zu nehmende Hinweise, dass nachteilige Effekte auf Gesundheit und Lebenserwartung insbesondere durch ultrafeine Partikel ($PM_{0,1}$) ausgelöst werden.

88.* Aus den vorliegenden Untersuchungen zur gesundheitlichen Relevanz der Feinstäube ergibt sich die Notwendigkeit, die Feinstaub-Emission zu minimieren und die Immissionsbelastung zu begrenzen. Mit der Richtlinie 99/30/EG sind Immissionswerte für PM_{10} vorgegeben; diese werden derzeit auf nationaler Ebene umgesetzt. Der Umweltrat hält darüber hinaus auch die Festsetzung von Immissionswerten für $PM_{2,5}$ für notwendig. Diese sollten wirkungsseitig begründet werden. Hier besteht allerdings noch erheblicher Forschungsbedarf. Dies betrifft vor allem:

– die Charakterisierung der Zusammensetzung der Partikel aus unterschiedlichen Quellen (Kfz, Hausbrand, Industrie);

– Immissionsmessungen, mit denen die unterschiedlichen Partikelgrößen erfasst werden, und Analysen der chemischen Zusammensetzung;

– tierexperimentelle Untersuchungen zur Frage der Relevanz physikalischer Partikeleigenschaften (Masse, Oberfläche, Anzahl) und chemischer Partikeleigenschaften (organisch, anorganisch, Metallverbindungen, etc.);

– epidemiologische Untersuchungen zur Rolle unterschiedlicher Partikelfraktionen, ihrer Zusammensetzung und der zugrunde liegenden Quellen.

89.* Da in Deutschland der Kfz-Verkehr eine wichtige Quelle der Schwebstaubemissionen und die Hauptquelle der Feinstäube und ultrafeinen Partikel ist, sind zur Emissionsminderung insbesondere Maßnahmen bei Kraftfahrzeugen erforderlich. Mit dem Wirksamwerden der Euro-IV-Normen für Kraftfahrzeugemissionen werden sich ab 2005 deutliche Reduzierungen der Partikelemissionen ergeben. Insbesondere die Normen für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge müssen jedoch noch weiter entwickelt werden. Eine entsprechende Fortschreibung der europäischen Standards sollte von deutscher Seite unterstützt werden. Zwischenzeitlich könnte und sollte auf nationaler Ebene der Einsatz von Partikelfiltern mit steuerlichen Anreizen gefördert werden.

Fluglärm

90.* Die verkehrsbedingte Lärmbelastung der Bevölkerung ist inzwischen eines der schwerwiegendsten Probleme des Umwelt- und Gesundheitsschutzes. Während in den meisten sonstigen Bereichen des Immissionsschutzes weit reichende Minderungserfolge erzielt werden konnten, ist die Lärmbelastung mit dem zunehmenden Verkehr vielfach weiter gestiegen, ohne dass dagegen wirklich wirksame Maßnahmen ergriffen worden sind. Bereits in seinem Sondergutachten „Umwelt und Gesundheit“ hat der Umweltrat den zunehmenden Leidensdruck in der lärmbetroffenen Bevölkerung ausführlich geschildert und auf die Dringlichkeit einer neuen, integrierten und effektiven Lärmschutzpolitik hingewiesen. Ganz besonders vordringlich ist dabei die Intensivierung des Fluglärmschutzes. Nach wie vor werden den vielen im Umfeld von Flughäfen wohnenden und arbeitenden Menschen hohe Lärmbelastungen und damit einhergehend erhebliche Gesundheitsrisiken oder jedenfalls gravierende Einbußen an Lebensqualität zugemutet.

91.* Unbestrittene Grenzen der Zumutbarkeit liegen bei einer Lärmbelastung, die langfristig zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen führen kann. Auf Schutz vor lärmbedingten Gesundheitsbeeinträchtigungen haben die Betroffenen ein grundrechtlich verbürgtes Recht (Artikel 2 Abs. 2 Satz 1 GG). Eine entsprechende Zumutbarkeitsschwelle kann zwar aufgrund der vielfältigen noch bestehenden Unsicherheiten in der Lärmwirkungsforschung nicht anhand einer trennscharfen medizinischen Unterscheidung von gerade noch verträglichen und eben nicht mehr unschädlichen Immissionen erfolgen. Aufgrund der heute vorliegenden Hinweise auf mögliche lärmbedingte Gesundheitsschäden können jedoch durchaus risikobezogene Vorsorgeentscheidungen getroffen werden. Aus Sicht der Lärmwirkungsforschung ist davon auszugehen, dass bei chronischen Fluglärmbelastungen oberhalb von 60 bis 65 dB(A) tagsüber und von 50 bis 55 dB(A) – gemessen als $L_{eq(3)}$ – in der Nacht ein erhöhtes Risiko gesundheitlicher Beeinträchtigungen besteht. Belastungen oberhalb von 55 dB(A) tagsüber und von 45 dB(A) in der Nacht werden als erhebliche Störungen und Belästigungen empfunden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass unter anderem auch angesichts individuell unterschiedlicher Empfindlichkeiten die Grenze zwischen Belästigung und Gesundheitsbeeinträchtigung durch Lärm fließend ist.

Im Übrigen ist es auch nicht sach- und interessengerecht, das Schutzkonzept im Wesentlichen auf den Gesundheitsschutz zu beschränken. Die nachteiligen Wirkungen des Fluglärms sind nicht nur gesundheitlicher Art. Meist liegen sie in erster Linie in einer erheblichen Minderung der Lebensqualität, wobei auch Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit feststellbar sind. Beeinträchtigungen dieser Art können gravierender empfunden werden als bestimmte gesundheitliche Beeinträchtigungen. Mit dem Konzept der „gesundheitsbezogenen Lebensqualität“ wird versucht, die Auswirkungen des Fluglärms auf Integrität und Wohlbefinden in diesem Sinne umfassend zu ermitteln. Die so verstandene Lebensqualität muss als schützenswertes Gut anerkannt und gegenüber dem Interesse am preiswerten Flugverkehr angemessen zur Geltung gebracht werden.

92.* Das geltende Instrumentarium zum Schutz vor Fluglärm ist allerdings nicht annähernd geeignet, die Be-

lastung auf ein gesundheitsverträgliches und in Anbetracht der sonstigen Schutzinteressen der Lärmbetroffenen angemessenes Maß zu vermindern. Dazu fehlt es insbesondere an

– ausreichenden, dem Stand der Technik annähernd entsprechenden Anforderungen an die zulässigen Lärmemissionen von Flugzeugen,

– einem gesetzlichen Schutzkonzept, das unzumutbare Belastungen auf der Grundlage gesetzlicher Grenzwerte durch eine angemessene und effiziente Mischung von Maßnahmen des aktiven und des passiven Schallschutzes möglichst vermeidet, und zwar nicht nur gegenüber lärmerheblichen Neubau- oder Erweiterungsmaßnahmen, sondern auch gegenüber bestehenden Flughäfen,

– einheitlichen gesetzlichen Nachtflugbeschränkungen,

– hinreichend strengen Planungsleitsätzen und Siedlungsbeschränkungen, die gewährleisten, dass lärmempfindliche Nutzungen einschließlich Wohnungen im besonders betroffenen Flughafenumfeld nicht mehr entstehen, sondern langfristig möglichst durch unempfindliche gewerbliche und industrielle Nutzungen verdrängt werden,

– einer Pflicht zur Erstellung eines integrierten (Flug-)Lärmminderungsplans bzw. eines Aktionsplans nach Maßgabe der geplanten EG-Umgebungslärmrichtlinie, der auch die Berücksichtigung von Summenpegeln einschließt,

– einer adäquaten Einbeziehung von Militärflughäfen und besonders lärmrelevanten Landeplätzen in das Schutzregime.

93.* Im Hinblick auf diese vielfältigen Defizite im gesetzlichen Lärmschutzkonzept begrüßt der Umweltrat die Vorschläge des Umweltministeriums zur Novellierung des Fluglärmschutzgesetzes als einen wichtigen Schritt zur Verbesserung der Belastungslage. Allerdings bleibt der Novellierungsentwurf in einigen Punkten durchaus unvollständig und hinter den Möglichkeiten zurück, die dem Gesetzgeber für einen problemadäquaten und angemessenen Lärmschutz zu Gebote stehen. Der Umweltrat sieht vor allem folgenden Nachbesserungsbedarf:

– Der Lärmschutz an der Quelle sollte nach dem Stand der Technik und durch – möglichst auch europaweite – Zulassungsstandards sowie Start- und Landeverbote für Flugzeuge, die nicht diesen Standards (mindestens der Bonusliste des Bundesverkehrsministeriums) entsprechen, verschärft werden.

– Die Schallschutzanforderungen für bestehende Flughäfen sollten noch weiter verschärft und möglichst den für Neubau und wesentliche Änderungen vorgeschlagenen angeglichen werden. Das Schutzzonenkonzept des Fluglärmschutzgesetzes sollte außerdem durch Schallpegelgrenzwerte – Dauerschall- und Maximalpegel – für die Fluglärmbelastung ergänzt werden, weil gerade die Überflughäufigkeit und deren Maximalpegel L_{max} ganz wesentlich zur belastenden Wirkung von Fluglärm beitragen.

– Die Siedlungsbeschränkungen im Flughafenumfeld sollten deutlich erweitert werden. Wenigstens von den verfassungsrechtlichen Möglichkeiten, weiteren Wohnungsbau entschädigungsfrei auszuschließen, sollte erschöpfend Gebrauch gemacht werden.

– Es sollte ein allgemeines Nachtflugverbot eingeführt werden. Durch ausgewogene Ausnahmemöglichkeiten kann der Übergang zu einem langfristig anzustrebenden, möglichst ausnahmslosen Nachtflugverbot angemessen abgestuft werden. Hinsichtlich des Zeitrahmens und der Ausnahmemöglichkeiten sollte nach Ansicht des Umweltrates eine an den Ergebnissen des Frankfurter Mediationsverfahrens orientierte Lösung (Flugverbot von 23.00 bis 5.00 Uhr) angestrebt werden.

Elektromagnetische Felder

94.* Die Besorgnis über mögliche Gesundheitsgefahren durch „elektromagnetische Strahlen“ nimmt in der Bevölkerung zu. Bislang fehlen abschließende Erkenntnisse hinsichtlich der Wirkung von elektromagnetischen Feldern auf die Gesundheit des Menschen. Die Ergebnisse bisheriger wissenschaftlicher Untersuchungen deuten nicht auf einen begründeten Verdacht für ein Gesundheitsrisiko hin. So geben die im Umkreis von Mobilfunk-Sendeanlagen durchgeführten und bislang veröffentlichten Studien keine Hinweise auf relevante gesundheitliche Risiken. Diese Basisstationen emittieren zudem vergleichsweise niedrige Felder. Für die derzeit auf dem Markt befindlichen Mobilfunkgeräte ist gewährleistet, dass der SAR-Grenzwert von 20 mW/10 g Körpergewicht eingehalten wird. Der Umweltrat sieht daher zurzeit keine Notwendigkeit, die Grenzwerte zum vorsorglichen Schutz der Bevölkerung herabzusetzen. Er empfiehlt jedoch, zum Ausschluss etwaiger Restrisiken weitere Forschung zu unterstützen.

95.* Über die Errichtung neuer Anlagen, die relevante elektromagnetische Emissionen verursachen, sollten Bürger umfassend informiert werden. Weiterhin sollten Vertreter der Kommunen in die Planung der Standorte frühzeitig einbezogen werden. Dazu gibt es in Deutschland bereits eine freiwillige Vereinbarung der Mobilfunkbetreiber mit dem Deutschen Städtetag, dem Deutschen Landkreistag und dem Städte- und Gemeindebund, in der erklärt wird, dass neue Standorte für Mobilfunksendeanlagen einvernehmlich mit den Kommunen realisiert werden sollen und die notwendige Infrastruktur konfliktfrei aufgebaut werden soll.

Insgesamt hält der Umweltrat eine Fortführung laufender Forschungsprojekte und die Unterstützung weiterführender Studien in den genannten Bereichen für notwendig, um die noch ungeklärten Fragen im Zusammenhang mit der häuslichen Stromversorgung und elektromagnetischen Feldern insbesondere des Mobilfunks abschließend zu klären. Eindeutige wissenschaftliche Ergebnisse, die der Bevölkerung durch eine breit angelegte Risikokommunikation vermittelt werden, können zu einer Versachlichung der Diskussion führen. Unbegründete Bedenken könnten dabei abgebaut werden. Von besonderem

wissenschaftlichen Interesse sind Untersuchungen, die systematisch Beschwerdehäufigkeiten, Befindlichkeitsstörungen und Änderungen in der Lebensqualität unter dem Einfluss elektromagnetischer Felder erfassen.

3.2.3 Privatisierung und Liberalisierung der Wasserversorgung

96.* Die verschiedenen Optionen einer Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung in Deutschland werden seit längerem kontrovers diskutiert. Dabei begründen die Befürworter einer weiteren Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung ihre Forderungen im Wesentlichen mit den zu erwartenden Effizienzgewinnen. Die hierbei verwendeten Argumente sind aus Sicht des Umweltrates allerdings nur eingeschränkt tragfähig. Effizienzgewinne durch eine Privatisierung bzw. Liberalisierung setzen voraus, dass die bestehenden Strukturen mit entsprechenden Ineffizienzen verbunden sind. Dies ist insofern zu erwarten, als sich die gegenwärtige Wasserversorgungswirtschaft durch eine extrem kleinteilige und zersplitterte Struktur auszeichnet und öffentliche Unternehmen keinem unmittelbaren Wettbewerbsdruck ausgesetzt sind, sodass sie ihre Kosten ohne eigenes Risiko auf die Verbraucher überwälzen können. Allerdings werden auch beim heutigen Ordnungsrahmen bereits verschiedene Wettbewerbselemente wirksam (Substitutionswettbewerb, Wettbewerb auf der Großhandelsstufe, Wettbewerb um Beteiligungen, kartellrechtliche Preisaufsicht). Hinzu kommt, dass Gebührenerhöhungen häufig zu Akzeptanzproblemen führen. Diese Faktoren können zwar eine tatsächliche Wettbewerbssituation nicht ersetzen, sie bewirken jedoch einen spürbaren Druck zu Kostendisziplin und Effizienz.

Die zum Beleg der behaupteten Ineffizienzen häufig in unseriöser Weise herangezogenen internationalen Wasserpreisvergleiche sind aufgrund zahlreicher Faktoren (Unterschiede bezüglich Qualität, Versorgungssicherheit und Anschlussgrad, unterschiedliche Umweltstandards, unterschiedliche Gebühren- bzw. Preisbildungsmodelle, Verzerrungen durch Subventionen) nur von äußerst geringer Aussagekraft. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Kosten der Wasserversorgung einen hohen Fixkostenanteil enthalten, sodass der Wasserpreis pro m^3 bei rückgängigem Verbrauch zwangsläufig steigt. Gerade eine Wasserwirtschaft, die im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung auf einen möglichst geringen pro-Kopf-Verbrauch abzielt, sieht sich daher ungerechtfertigten Ineffizienzvorwürfen ausgesetzt, wenn allein die Wasserpreise zum Maßstab genommen werden.

97.* Für eine weiter gehende Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung kommt sowohl ein „Wettbewerb im Markt“, als auch ein „Wettbewerb um den Markt“ in Betracht. Beide Optionen sind jedoch mit zahlreichen ökonomischen und ökologischen Problemen verbunden, die nach Einschätzung des Umweltrates eine sorgfältige Abwägung erfordern und nicht mit pauschalen Hinweisen auf das Vertrauen in die Marktkräfte beiseite geschoben werden dürfen.

98.* Um das eigentliche Effizienzpotenzial eines „Wettbewerbs im Markt“ erschließen zu können, wäre ein Durchleitungsmodell („common carriage“) erforderlich. Anders als im Elektrizitätsbereich existiert jedoch für die Wasserversorgung in Deutschland kein flächendeckendes Verbundnetz, sodass zunächst eine entsprechende Infrastruktur geschaffen werden müsste. Hinzu kommt, dass Wasser deutlich höhere Transportkosten als Elektrizität verursacht und in den meisten Regionen verbrauchsnah gewonnen werden kann, sodass eine hohe Wettbewerbsintensität durch gemeinsame Netznutzung in der Regel nur in dicht besiedelten Gebieten zu erwarten wäre. Wie auch jüngste Erfahrungen aus England belegen, resultieren weitere Probleme eines Durchleitungsmodells daraus, dass die speziellen Eigenschaften des Gutes „Wasser“ bei gemeinsamem Netzzugang äußerst komplexe Regelungen u. a. bezüglich der Kostenträgerschaft, der Qualität der einzuspeisenden Wässer und möglicher haftungsrechtlicher Fragen erfordert. Auch ist die Einspeisung unterschiedlicher Wässer in ein gemeinsames Netz nicht ohne kostenintensive Aufbereitungsmaßnahmen möglich.

Aus Sicht des Umwelt- und Gesundheitsschutzes ist hervorzuheben, dass zur Aufrechterhaltung der gegenwärtigen Standards ein hohes Maß an zusätzlichen Kontrollmaßnahmen erforderlich wäre, die mit entsprechenden Vollzugskosten einhergehen. Darüber hinaus würde ein „Wettbewerb im Markt“ tendenziell zu einer verstärkten Fernwasserversorgung führen. Dies würde jedoch unter Umständen nicht nur eine höhere Zugabe von Chlor erfordern, sondern zugleich auch Anreize zum Schutz regionaler Grundwasservorkommen schwächen und damit den Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft zuwider laufen. Insgesamt kommt der Umweltrat deshalb zu der Einschätzung, dass ein „Wettbewerb im Markt“ im Sinne eines gemeinsamen Netzzugangs weder ökonomisch noch ökologisch vorteilhaft wäre.

99.* Bei einem „Wettbewerb um den Markt“ im Sinne eines Ausschreibungsverfahrens lassen sich umwelt- und gesundheitspolitische Probleme durch einen entsprechenden Ordnungsrahmen sowie eine geeignete Vertragsgestaltung zumindest im Prinzip vermeiden. Wie jedoch Erfahrungen aus England zeigen, stößt die Durchsetzung entsprechender Standards häufig auf erbitterten Widerstand seitens der privaten Betreiber. Auch lässt sich die Einhaltung bestimmter Auflagen (z. B. Netzpflege) nicht ohne weiteres überprüfen, sodass Monitoring-Probleme entstehen. Darüber hinaus gilt es auch hier zu bedenken, dass die Trennung zwischen umweltpolitischer Kontrolle einerseits und Anlagenbetrieb andererseits eine fachliche und personelle Stärkung der zuständigen Behörden erfordert, die zu beträchtlichen Zusatzkosten führen kann.

Die effizienzsteigernde Wirkung eines „Wettbewerbs um den Markt“ wird maßgeblich durch die konkrete Vertragsgestaltung beeinflusst. Da ca. 80 % der Kosten der Wasserversorgung als Fixkosten anfallen, lassen sich umfangreiche Kostensenkungsspielräume nur dann realisieren, wenn der Private nicht nur die Betriebsführung, sondern auch möglichst weit gehende Investitionsaufgaben übernimmt. Zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen bei den Folgeausschreibungen erfordert dies jedoch sehr lange Vertragslaufzeiten, sodass der Wettbewerbs-

charakter des Ausschreibungsverfahrens nahezu vollständig verloren geht. Werden dagegen im Rahmen einer reinen Betriebsführung kürzere Vertragslaufzeiten gewählt, so resultiert daraus zwar eine deutlich höhere Wettbewerbsintensität, der Private hat jedoch nur Einfluss auf die variablen Kosten, und die realisierbaren Kostensenkungsspielräume sind entsprechend gering. Darüber hinaus ist zu beachten, dass Ausschreibungsverfahren gerade auf Märkten mit hohem Konzentrationsgrad extrem anfällig sind für Absprachen zwischen den Bietern und andere Unregelmäßigkeiten.

100.* Vor dem Hintergrund der genannten Zusammenhänge ist es nicht überraschend, dass selbst die Befürworter einer weiteren Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung von nur moderaten Effizienzgewinnen in einer Größenordnung von etwa 10 bis 15 % ausgehen. Da der Jahresumsatz in der Wasserversorgung mit nur ca. 13 Mrd. DM deutlich geringer ist als etwa in der Elektrizitätswirtschaft (ca. 160 Mrd. DM) oder der Telekommunikation (ca. 90 Mrd. DM), sind die gegebenenfalls vorhandenen Kostensenkungsspielräume in der absoluten Betrachtung vergleichsweise bescheiden. So würde selbst bei optimistischer Schätzung pro Einwohner und Jahr lediglich eine Kostenentlastung von ca. 21 DM resultieren. Insgesamt befürchtet der Umweltrat, dass durch eine weitere Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung nur wenig zu gewinnen, aber möglicherweise viel zu verlieren wäre. Vor der Einleitung weiterer Privatisierungs- bzw. Liberalisierungsschritte hält es der Umweltrat deshalb für angebracht, zunächst zu überprüfen, welche Möglichkeiten zur Effizienzsteigerung im Rahmen der gegebenen öffentlich-rechtlichen Strukturen bestehen. Mögliche Ansatzpunkte hierfür liegen in der Einführung verpflichtender Benchmarking-Prozesse, in einer verstärkten Kooperation zwischen den öffentlichen Wasserversorgern und in einem verstärkten Übergang zu privatrechtlichen Organisationsformen (einschließlich „Public-Private-Partnership“).

3.2.4 Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes

101.* Die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes bringt Reformen, die den Stellenwert des Naturschutzes insgesamt stärken können. Sie setzt in wichtigen Bereichen neue Akzente und stößt Verbesserungen für den Naturschutz an. Hervorzuheben sind die Einführung eines Biotopverbundes, die Aufnahme der Möglichkeit, Schutzgebiete auch im Hinblick auf ihre künftige Entwicklung auszuweisen, die Überarbeitung der Liste gesetzlich geschützter Biotope, die erstmalige Regelung des Meeresnaturschutzes in der Außenwirtschaftszone, die Definition der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft unter den Gesichtspunkten von Naturschutz und Landschaftspflege, die Einführung der Umweltbeobachtung, die umfassende Überarbeitung der Landschaftsplanung, die Erweiterung des Geltungsbereichs der Eingriffsregelung sowie die Einführung der Verbandsklage auf Bundesebene. Der Umweltrat begrüßt die genannten Veränderungen. In einigen Punkten wären allerdings weiter gehende oder – unter Ausschöpfung der Möglichkeiten der Rahmengesetzgebung – konkretere Regelungen wünschenswert gewesen. In wenigen Punkten sieht der Umweltrat sogar Verschlechterungen gegenüber dem derzeit gültigen Gesetz. Dies betrifft vor allem die Eingriffsregelung sowie den sehr weit gehenden Verzicht auf die unmittelbare Wirkung der Regelungen des Gesetzes.

Angesichts des – teilweise verfassungsrechtlich bedingten – geringen Konkretisierungsgrades vieler Vorschriften des neuen Gesetzes ist die Umsetzung in den Bundesländern von entscheidender Bedeutung für die Qualität der zukünftigen Naturschutzpolitik. Die nachfolgenden Empfehlungen beziehen sich dementsprechend zu einem erheblichen Teil auf die zukünftige Umsetzung des Gesetzes durch die Bundesländer. Darüber hinaus wird jedoch in einzelnen Punkten auch eine Fortschreibung von derzeit unzureichenden Formulierungen des Bundesgesetzes als notwendig angesehen.

Ziele und Grundsätze

102.* Die umfangreiche Neufassung der Ziele und Grundsätze ist zu begrüßen. Der neu in das Gesetz aufgenommene pauschale Verweis auf den „eigenen Wert“ von Natur und Landschaft wird allerdings als für die Verwaltungspraxis möglicherweise kontraproduktiv angesehen.

Problematisch ist die in den Grundsätzen (§ 2 Abs. 1 Satz 5 BNatSchG n. F.) dargelegte besondere Verpflichtung zu Schutz, Pflege, Gestaltung und Erschließung von Flächen zum Zwecke der Erholung, da sie sich nicht auf die für die Naherholung genutzten Gebiete beschränkt.

Da eine wesentliche Funktion der Rahmengesetzgebung gerade in der Aufstellung von Zielen und Grundsätzen für das Landesrecht besteht, ist es besonders bedauerlich, dass die Ziele und Grundsätze (§§ 1 und 2 BNatSchG n. F.) keine unmittelbare Geltung mehr besitzen. Dies birgt die Gefahr eines Verlusts der vereinheitlichenden Wirkung des Rahmengesetzes auf den Zielrahmen insbesondere der Landschaftsplanung und der Eingriffsregelung in den Bundesländern.

Biotopverbund

103.* Die Ausführungen des Bundesgesetzes zum Biotopverbund sind hinsichtlich der quantitativen wie der qualitativen Anforderungen an den Biotopverbund nicht konkret genug für die Umsetzung. Die Vorgaben müssen nun auf Länderebene ausgestaltet werden. Der Umweltrat hält es für erforderlich, dabei anzustreben, dass die Mindestzielvorgabe von 10 % der Landesfläche in den Bundesländern allein für die Kernflächen bereitgestellt wird. Auch in qualitativer Hinsicht sind die Ansprüche an den Biotopverbund im Bundesgesetz noch nicht ausreichend präzisiert. Es sollte davon ausgegangen werden, dass der angestrebte Biotopverbund nur den Ansprüchen besonders schutzwürdiger und gefährdeter Arten, Artengruppen und Biotope genügen muss. Das Ziel der Erhaltung aller Arten würde ihn in seiner derzeitigen Form überfordern. Die Regelungen der Novelle zu den Modalitäten der Sicherung des Biotopverbundes sind aus der Sicht des Umweltrates nicht restriktiv genug. So sind Landschaftsschutzgebiete, Vertragsnaturschutz, beliebige „planungs-

rechtliche Festlegungen“ (also z. B. auch durch bloße Vorbehaltsgebiete nach § 7 Abs. 2 Nr. 2 ROG) oder „andere geeignete Maßnahmen“ zumindest für die Kernflächen, aber auch für die meisten Verbindungsflächen des Biotopverbundes eine zu schwache Form der Sicherung.

Verhältnis von Landwirtschaft und Naturschutz

104.* Die Definition der guten fachlichen Praxis der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft in § 5 der Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG n. F.) bringt insbesondere aufgrund des Verbots des Grünlandumbruchs auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand und auf Moorstandorten und aufgrund der Verpflichtung zur Führung einer Schlagkartei über den Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln wichtige Fortschritte. In weiten Teilen wird allerdings von der Konkretisierung auf Länderebene abhängen, inwieweit die neuen Regelungen tatsächliche Fortschritte bewirken. So muss die allgemeine Aufforderung, vermeidbare Beeinträchtigungen von Biotopen, die an die Betriebsfläche angrenzen, zu unterlassen, ebenso wie die Forderung eines Mindestanteils von Biotopelementen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche präzisiert werden. Nach der jetzt geltenden Regelung tragen die Länder die finanziellen Konsequenzen der erforderlichen Neuentwicklung von Biotopelementen, und die betroffenen Landwirte müssen keine Belastungen befürchten.

Der Umweltrat hält es für erforderlich, bei geeigneten Tatbeständen auch eine ordnungswidrigkeitenrechtliche Sanktionierung der Nichtbeachtung der guten fachlichen Praxis auf Länderebene vorzusehen.

Landschaftsplanung

105.* Die Landschaftsplanung ist das Hauptinstrument von Naturschutz und Landschaftspflege zur planerischen Konkretisierung der gesetzten Ziele und Grundsätze auf der Fläche. Der Umweltrat hält die Stärkung der Landschaftsplanung in den § 13 ff. BNatSchG n. F. für einen wesentlichen Fortschritt. Besonders wichtig ist die verbindliche Einführung der flächendeckenden Landschaftsplanung in den §§ 15 und 16. Neben ihren traditionellen Aufgaben kann die Landschaftsplanung damit zur Grundlage der zukünftig durchzuführenden „Strategischen Umweltprüfung für Pläne und Programme“, der Information der Landwirte über bestimmte Anforderungen der guten fachlichen Praxis und der ökologisch und ökonomisch effizienten flächenbezogenen Honorierung ökologischer Leistungen werden. Nachteilig könnte sich allerdings auswirken, dass die Ausnahmen von der Pflicht zur Aufstellung von Landschaftsplänen in der Novelle nicht eng genug gefasst wurden. Auch auf eine Festlegung konkreterer Fristen für die Fortschreibung der Planwerke wurde verzichtet, ebenso wie auf eine Verpflichtung zur Beteiligung der Öffentlichkeit an der Landschaftsplanung. Die genannten Lücken sollten im Rahmen der Umsetzung des Gesetzes durch die Länder geschlossen werden.

Eingriffsregelung

106.* Die Klarstellung und Ausweitung des Anwendungsbereichs der Eingriffsregelung auf wesentliche Veränderungen des Grundwasserspiegels sowie der Ansatz, in besonders wertvollen Gebieten Eingriffe nur aus zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses zuzulassen, sind positiv zu bewerten. Eine erhebliche Schwächung der derzeitigen Möglichkeiten zur fachgerechten Gestaltung der Art des Ausgleichs ist jedoch aufgrund der Bemühungen zur Vereinfachung der Eingriffsregelung zu befürchten. Die gemeinsame Betrachtung von Ausgleich und Ersatz in der Abwägung versperrt praktisch die Möglichkeit des Versagens eines Eingriffs. Vor allem machte die alte Regelung es den Behörden leichter, den Verursacher unter Verweis auf die andernfalls bestehende Versagungsmöglichkeit zu einem anspruchsvolleren Ausgleich zu bewegen. Mit der neuen Regelung besteht demgegenüber die Gefahr, dass sich eher billige, nicht gleichartige Maßnahmen wie die Kompensation durch Sukzessionsflächen durchsetzen. Zur Behebung des Vollzugsdefizits der Eingriffsregelung sollten auf Länderebene Kompensationskataster eingeführt werden.

Verbandsklage und Verbandsbeteiligung

107.* Der Umweltrat begrüßt die Einführung der Verbandsklage auf Bundesebene. Es wird jedoch eine noch weiter gehende Beteiligungs- und Klagebefugnis der Verbände für notwendig erachtet. Über die Regelungen der §§ 58 f. BNatSchG n. F. hinaus sollte die Verbandsbeteiligung und Klagebefugnis in einem nächsten Schritt insbesondere auf alle Planaufstellungsverfahren, einschließlich der Bauleitplanung und aller Plangenehmigungen, ausgeweitet werden, die unmittelbar oder mittelbar Grundlage von Eingriffen in Natur und Landschaft sein können.

Grundflächen der öffentlichen Hand und Umweltbeobachtung

108.* Die Aufnahme der Verpflichtung zur besonderen Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege auf Grundflächen der öffentlichen Hand in § 7 BNatSchG n. F. verankert die seit langem geforderte Vorbildfunktion des Staates in Naturschutzangelegenheiten. Auch die Einführung der ökologischen Umweltbeobachtung in § 12 BNatSchG n. F. ist als positive Weiterentwicklung in der Gesetzesnovelle hervorzuheben. Als nächster Schritt ist eine Vereinbarung zwischen Bund und Ländern anzustreben, die eine umfassende Datenzusammenführung auf Bundesebene erlaubt und die Datenerfassungen der Länder angleicht.

3.2.5 Agrar– und Fischereipolitik

Neuausrichtung der nationalen Agrarpolitik

109.* Eine Neuorientierung der Agrarpolitik ist nicht nur aufgrund der offenkundigen Defizite im Bereich des Verbraucherschutzes, der Lebensmittelsicherheit und des Tierschutzes notwendig. Sie ist auch unumgänglich, um dauerhafte Schädigungen der natürlichen Lebensgrundlagen abzuwenden und die Existenz der Landwirtschaft auf dem größten Teil der derzeitigen landwirtschaftlichen Nutzfläche langfristig zu sichern. Der Umweltrat unterstützt nachdrücklich die Bemühungen der Bundesregie-

rung, Fragen des Verbraucherschutzes, der Lebensmittelsicherheit und der umweltschonenden Erzeugung und artgerechten Tierhaltung in den Mittelpunkt der Agrarpolitik zu stellen.

110.* Fragen des Verbraucherschutzes wurden in der Vergangenheit vernachlässigt. Mit der Reorganisation und Umbenennung des früheren Landwirtschaftsministeriums ist dem Verbraucherschutz ein neuer politischer Stellenwert eingeräumt worden. Das in Reaktion auf die BSE-Krise erlassene Verbot der Verfütterung von Tiermehlen und -fetten war angesichts der seit langem bekannten Risiken dieser Praxis eine überfällige Maßnahme. Es ist allerdings bedauerlich, dass im EU-Agrarministerrat bislang keine Mehrheit für ein dauerhaftes Verfütterungsverbot zustande gekommen ist.

111.* Die Landwirtschaft trägt hauptsächlich durch diffuse Einträge von Nähr- und Schadstoffen aus Dünge- und Pflanzenschutzmitteln und direkte Eingriffe in die Landschaft zu der anhaltend hohen Gefährdung von Boden, Grundwasser und insbesondere der biologischen Vielfalt bei. Ein probates Gegenmittel ist die verstärkte Förderung umweltverträglicher Bewirtschaftungsverfahren nach dem Muster der heutigen Agrarumweltmaßnahmen. Die vorgesehene Umschichtung (Modulation) eines Teils der Direktzahlungen in die Förderung von extensiven und umweltfreundlichen Produktionsverfahren im Ackerbau und in der Grünlandbewirtschaftung, von Reduzierungen des Viehbesatzes in einigen Regionen und von umwelt- und tiergerechten Haltungsverfahren ist in diesem Zusammenhang positiv zu bewerten.

112.* In der Tierhaltung müssen die bestehenden Regelungen, insbesondere hinsichtlich der resultierenden Nitratbelastungen, konsequenter angewandt werden; dies betrifft insbesondere die Flächenbindung in der Tierhaltung. Der Umweltrat begrüßt, dass die Bundesregierung mit der Hennenhaltungs-Verordnung über EU-rechtliche Vorgaben hinausgeht und damit innerhalb der EU eine Vorreiterrolle einnimmt.

113.* Die Ausweitung der Fördermaßnahmen für den ökologischen Landbau sollte noch intensiver darauf ausgerichtet werden, die strukturellen Nachteile einer Nischenproduktion zu beseitigen. Nur so ist das Ziel eines Flächenanteils von 20 % für den ökologischen Landbau bis zum Jahr 2010 zu erreichen. Dies schließt eine Ausweitungsstrategie ein, die die ökologisch erzeugten Produkte „supermarktfähig“ macht. Darüber hinaus sollte die Förderung auch zur Verbesserung der Möglichkeiten regionaler Vermarktung der Produkte beitragen. Das einheitliche Ökosiegel für Produkte aus ökologischem Landbau ist ein erster notwendiger Schritt auf dem Weg zur Ausweitung des ökologischen Landbaus. Erforderlich ist darüber hinaus eine Weiterentwicklung der EG-Öko-Verordnung (s. auch Tz. 19*).

Neuausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik

114.* Die Gemeinsame Agrarpolitik begünstigt nach wie vor konventionell-intensive gegenüber umweltverträglicheren Bewirtschaftungsformen. Eine grundsätzliche Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik ist auch vor dem Hintergrund der bevorstehenden EU-Osterweiterung unabdingbar. Mit der Agenda 2000 aus dem Jahr 1999 wurde die Chance verpasst, eine solche grundlegende Neuorientierung vorzunehmen. Positiv zu bewerten ist allerdings die ausgeweitete Förderung des ländlichen Raums und umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren, die zu einer „zweiten Säule“ der Gemeinsamen Agrarpolitik ausgebaut wurde.

115.* Für das Jahr 2003 ist eine Halbzeitüberprüfung der Agenda 2000 vorgesehen. Diese Halbzeitüberprüfung sollte von den EU-Mitgliedstaaten zu einer frühzeitigen Festlegung der grundsätzlichen Reformrichtung bezüglich der Agenda 2007 und zur Verabredung bereits kurzfristig zu ergreifender Reformschritte genutzt werden. Die konsequente Umschichtung von Mitteln aus der ersten in die zweite Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik sollte dabei das Leitprinzip sein. Ein erster Schritt dazu ist die Einführung der Modulation in Deutschland. Die inhaltlichen Anforderungen an den Einsatz der umgeschichteten Mittel in der zweiten Säule müssten dabei flexibilisiert werden. Zudem sollte angestrebt werden, die bestehende Diskriminierung der Zahlungen in der zweiten Säule zu beseitigen. Dies betrifft vor allem die Kofinanzierung, die finanzschwache Länder und Regionen benachteiligt.

116.* Die Bundesregierung sollte sich dafür einsetzen, dass die Direktzahlungen auf die Gesamtfläche der landwirtschaftlichen Betriebe einschließlich der Landschaftselemente bezogen werden können. Dies würde einerseits die Benachteiligung des Grünlandes oder ungenutzter Teilflächen wie Raine, Sukzessionsflächen und Feldgehölze beenden und andererseits den Ermittlungsaufwand für prämienberechtigte Flächen erheblich reduzieren. Eine entsprechende Regelung sollte umgehend auch für die Flächen mit Agrarumweltmaßnahmen eingeführt werden, da nicht einzusehen ist, dass erwünschte Strukturelemente nicht gefördert werden dürfen. Die Effizienz des Mitteleinsatzes sollte durch eine stärkere Orientierung der Programme an dem tatsächlichen Handlungsbedarf auf der Fläche (Ausweisung von Gebietskulissen, Formulierung von Bedarfskriterien) gesteigert werden.

117.* Eine integrierte Politik für den ländlichen Raum muss aber auch neue Einkommensfelder für die Landwirtschaft erschließen. Dies beinhaltet u. a. die Nutzung von Möglichkeiten einer partiellen Rückverlagerung von Verarbeitungs- und Vermarktungsstrukturen in die landwirtschaftlichen Betriebe, die Erzeugung nachwachsender Rohstoffe und erneuerbarer Energien, die Übernahme von Leistungen der Landschaftspflege und des Naturschutzes und die Diversifizierung von Dienstleistungen (ländlicher Tourismus, Freizeitangebote, Kulturveranstaltungen etc.).

Langfristige Entwicklungen unter welthandelsrechtlichen Rahmenbedingungen

118.* Die Interventionsmaßnahmen und Exportsubventionen der Gemeinsamen Agrarpolitik werden im Rahmen

der nächsten Welthandelsrunde erneut auf den Prüfstand gestellt werden. Die weitere Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik kann daher nicht unabhängig von den Verhandlungen über eine weitere Liberalisierung der Agrarmärkte betrachtet werden: Ein Großteil der Fördermittel wird nur noch durch die Umwidmung in *green-box*-fähige, d. h. an ökologische Leistungen gekoppelte Subventionen gesichert werden können. Im Rahmen der nächsten Welthandelsrunde sollte die Vereinbarung von Mindeststandards einer umweltverträglichen Landwirtschaft angestrebt werden. Ein Ausgleich für höhere Umweltstandards in der EU muss weiter möglich sein.

Zu begrüßen ist, dass auf Betreiben der EU in der nächsten Welthandelsrunde auch über den Einbezug „nicht direkt handelsbezogener Regelungen“ verhandelt und dem WTO-Ausschuss für Handel und Umwelt eine besondere Rolle während der Verhandlungen zuerkannt werden soll.

Wie der Umweltrat schon mehrfach gefordert hat, sollte in einer mittel- bis langfristigen Perspektive eine vollständige Umstellung der Förderung auf eine Honorierung ökologischer Leistungen vorgenommen werden. Der Einstieg in die Modulation ist hier nur ein erster Schritt. Diese Strategie empfiehlt sich auch zur Vermeidung von Dauerkonflikten mit dem Welthandelsrecht.

119.* Bei einer zielgenauen und an ökologischen Leistungen orientierten Ausrichtung einer integrierten Agrarumweltpolitik müssten die Gesamtausgaben nicht die Höhe der derzeit aus der ersten Säule gezahlten Mittel erreichen.

Fischereipolitik

120.* Das Grünbuch der EU-Kommission zur Fischereipolitik bestätigt, dass die Fischerei in der EU nicht nachhaltig betrieben wird. Entschiedene Maßnahmen zur Reduktion des Fangaufwandes – d. h. der mit den Fangkapazitäten im Rechtssinne nicht identischen tatsächlichen Fangkapazitäten – sind erforderlich. Die erforderlichen Reduktionen sollten bei den jeweiligen nationalen Flotten ansetzen. Deutschland hat bereits entschiedene Maßnahmen zur Reduktion der Kapazitäten ergriffen. Eine weitere Reduktion wäre mit der Gefahr eines Zusammenbruchs der Infrastruktur verbunden.

Für einzelne Bestände müssen zusätzliche Erhaltungsmaßnahmen getroffen werden. Hierzu gehören sowohl Wiederaufbauprogramme als auch Vorgaben für den Einsatz selektiverer Fangtechnik, durch die der Mitfang zu kleiner Individuen der Zielart vermieden wird. Ausgeschlossen werden sollte außerdem der Einsatz von Fanggeräten, die Schäden am Meeresboden hervorrufen (Einebnung von Strukturelementen, Zerstörung der Pflanzendecke etc.). Die kleine Küstenfischerei erfüllt durch den Einsatz vor allem von passiven Fanggeräten diese Vorgaben schon weitgehend. Spezielle Förderprogramme, die dem Vertragsnaturschutz vergleichbar ausgestaltet werden könnten, würden es ermöglichen, die arbeitsplatzintensive Küstenfischerei, die zusätzlich eine touristische Attraktion für die Küstenländer darstellt, bei Beibehaltung ihrer ökologisch verträglicheren Nutzungsform zu erhalten.

4 Aktuelle Probleme und Zukunftsentwicklungen in der Abfallentsorgung

4.1 Probleme und Ziele der Verwertungswirtschaft

Gewandelte abfallwirtschaftliche Lage

121.* In den späten 80er- und frühen 90er-Jahren hat die Knappheit der Beseitigungskapazitäten („Entsorgungsnotstand“) dazu geführt, dass man sich auf die Vorzüge der Abfallverwertung besann. Heute dagegen wird insbesondere von den entsorgungspflichtigen Kommunen, die anspruchsvolle Vorbehandlungs- und Beseitigungsanlagen betreiben, über Auswüchse der Verwertungswirtschaft („Scheinverwertung“) und eine dadurch bedingte Unterauslastung ihrer Entsorgungsanlagen geklagt.

Mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz ist die wirtschaftlich zumutbare Verwertung von Abfällen zur Rechtspflicht geworden. Ob und wie Abfälle verwertet werden, hängt aber weniger von den – gegen wirtschaftliche Interessen der Abfallerzeuger und -besitzer nur schwer durchsetzbaren – Rechtspflichten als von den ihrerseits u. a. durch rechtliche Vorgaben geprägten wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ab. Die Verwertungspraxis wird wesentlich durch das Interesse der Abfallerzeuger und -besitzer gesteuert, den hohen Kosten der Entsorgung in anspruchsvollen Vorbehandlungs- und Beseitigungsanlagen auszuweichen. Daraus haben sich im zurückliegenden Jahrzehnt problematische Entwicklungen vor allem im Bereich der Entsorgung gemischter Gewerbeabfälle ergeben.

Fehlentwicklungen bei der Verwertung gemischter Gewerbeabfälle

122.* Dass für gewerbliche Mischabfälle außerordentlich preisgünstige Verwertungsmöglichkeiten existieren, mit denen die Beseitigung vor Ort nicht konkurrieren kann, beruht vor allem auf nicht nur international, sondern auch innerhalb Deutschlands krass unterschiedlichen Entsorgungsstandards. Die 376 derzeit in Deutschland betriebenen Hausmülldeponien entsprechen zu einem erheblichen Teil nicht den technischen Standards der Technischen Anleitung Siedlungsabfall. Von den ca. 30 Millionen im Jahr 1998 beseitigten Tonnen (Mg) Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfälle wurde außerdem mehr als die Hälfte (16 Mio. Mg) unvorbehandelt abgelagert. Während für die Abfallbeseitigung über anspruchsvolle kommunale Müllverbrennungsanlagen Gebühren von mehreren hundert Euro pro Mg anfallen, lagen im

Jahr 2001 die niedrigsten auf dem deutschen Markt angebotenen Preise für eine unvorbehandelte Ablagerung auf Deponien nach Umfrageergebnissen bei 30 bis 45 Euro pro Mg. Dem Umweltrat wurden vereinzelt sogar Entgelte bis hinunter zu 15 Euro genannt. Dass derart billige Ablagerungsmöglichkeiten für unvorbehandelten Abfall in erheblichem Umfang zur Verfügung stehen, beruht darauf, dass die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi), die die Ablagerung unvorbehandelter Siedlungsabfälle seit langem nur noch für eng begrenzte Ausnahmefälle zulässt, in den Ländern unzureichend vollzogen worden ist. Eine wesentliche Rolle spielt außerdem, dass die Technische Anleitung Siedlungsabfall sowie neuerdings die Abfallablagerungsverordnung die Möglichkeit, Abfälle ausnahmsweise unvorbehandelt abzulagern, und den Weiterbetrieb nicht TASi-konform ausgerüsteter Deponien nur noch bis Mitte 2005 zulassen. Dieses Limit veranlasst gerade die Betreiber der mangelhaften Deponien, die nach 2005 nicht mehr betrieben werden dürfen, eine bis dahin möglichst weit gehende Ausnutzung ihrer Kapazitäten durch Niedrigpreise zu forcieren.

123.* Die aufgrund dieser Bedingungen preisgünstigsten inländischen Entsorgungsmöglichkeiten schaffen einen starken Anreiz, gewerbliche Abfälle durch Einstufung als „Abfall zur Verwertung“ der Beseitigung in anspruchsvollen und entsprechend teuren Entsorgungsanlagen zu entziehen. Eine Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts vom 15. Juni 2000 hat die Möglichkeiten dazu noch erweitert, indem sie eine Verpflichtung der Abfallerzeuger verneint hat, Verwertungs- und Beseitigungsabfälle getrennt zu halten. Im Ergebnis wird es den Abfallerzeugern damit ermöglicht, auch unverwertbaren Abfall der Überlassungspflicht zu entziehen, indem er vermischt mit verwertbaren Abfällen gesammelt und das Gemisch insgesamt als Verwertungsabfall eingestuft wird. In der Rechtsprechung ist nicht ausgeschlossen worden, dass selbst Gemische mit einem verwertbaren Anteil von nur 15 % als Verwertungsabfall anzuerkennen sind. Dies bedeutet, dass gemischte Gewerbeabfälle der Beseitigung mit anspruchsvoller Vorbehandlung entzogen werden können, um beispielsweise nach Aussortierung kleiner verwertbarer Anteile den weitaus größten Teil davon andernorts unvorbehandelt auf derzeit noch als Deponie betriebenen künftigen Altlasten zu entsorgen.

124.* Bei den Kommunen haben die geschilderten Rahmenbedingungen zu einem dramatischen Rückgang der zur Beseitigung überlassenen Gewerbeabfälle geführt und die ohnehin bestehende Unterauslastung der vorhandenen Vorbehandlungsanlagen erheblich verschärft. Die verbleibenden hohen Fixkosten tragen in Gestalt immer weiter steigender Gebühren weitestgehend die privaten Haushalte, die nicht über vergleichbare Ausweichmöglichkeiten verfügen. Um im Interesse der Bürger die Auslastung zu verbessern, bieten die Betreiber kommunaler Müllverbrennungsanlagen ihre freien Verbrennungskapazitäten inzwischen zu Preisen von weit unter hundert Euro pro Mg auf dem Verwertungsmarkt an. Gewerbliche Abfälle, die als Verwertungsabfälle der Beseitigung über kommunale Müllverbrennungsanlagen entzogen worden sind, können auf diese Weise nun in solchen Anlagen billiger und unter anderer Bezeichnung („energetische Verwertung“ statt „Beseitigung“) entsorgt werden. Die günstigeren Preise subventionieren die Bürger mit ihren Gebühren.

125.* Der Umweltrat teilt die Auffassung der betroffenen Kommunen, dass es sich bei der durch die Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts ermöglichten „Verwertung“ gemischter Gewerbeabfälle weitgehend um eine Scheinverwertung handelt, die nur durch das Interesse an der Vermeidung von Beseitigungskosten motiviert ist und gegenüber der Beseitigung keine ökologischen Vorteile, sondern häufig sogar erhebliche Nachteile hat. Die von der Bundesregierung geplanten Maßnahmen zur Lösung dieses Problems erachtet der Umweltrat als unzureichend (Tz. 132*ff.). Mit einer selbstläufigen Entschärfung des Problems ist erst im Zusammenhang mit dem Inkrafttreten des definitiven Verbots der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle im Jahre 2005 zu rechnen.

Pro und contra Abfallverwertung

126.* Die dargestellten Fehlentwicklungen der Verwertungswirtschaft geben Anlass, erneut zu prüfen, ob und unter welchen Voraussetzungen die Vermutung richtig ist, dass Abfallverwertung im Vergleich zur Abfallbeseitigung die umweltpolitisch günstigere Option darstellt.

Die Verwertung von Abfällen ist nicht zwangsläufig umweltfreundlicher als die Beseitigung. In weiten Bereichen hat die Verwertung, insbesondere eine hochwertige Verwertung, im Vergleich zur Beseitigung zweifellos Vorteile. Eine generelle ökologische Vorteilhaftigkeit der Verwertung kann aber umso weniger vorausgesetzt werden, je anspruchsvoller die Umweltstandards für die Beseitigung sind und je stärker die abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen geringwertige Verwertungen begünstigen.

Ökologische Vorteile im Vergleich zur Beseitigung hat die Verwertung regelmäßig – allerdings nicht in allen derzeit als Verwertung anerkannten Fällen – unter dem Gesichtspunkt der Ressourcenschonung. Außerdem entfallen mit der Verwertung Umweltbelastungen, die mit der Beseitigung verbunden wären. Andererseits sind auch mit der Verwertung Umweltbelastungen verbunden. Zu nennen sind hier Umweltbelastungen durch das jeweilige technische Verwertungsverfahren (etwa Emissionen bei der energetischen Verwertung, bei Wasch- und Schmelzprozessen etc.), Umweltbelastungen durch Verwertungsprodukte oder durch die unmittelbare Nutzung aufbereiteter Abfälle (z. B. Schadstoffverteilung durch landwirtschaftliche Klärschlammverwertung) und Umweltbelastungen durch zusätzliches Transportaufkommen.

127.* Ob eine Verwertung von Abfällen tatsächlich umweltfreundlicher ist als die Beseitigung, kann demnach nicht pauschal, sondern nur fallgruppenweise, für konkrete Abfallarten und Verwertungswege, durch Vergleich der aufgeführten umweltrelevanten Vor- und Nachteile festgestellt werden. Umweltfreundlichkeit der Abfallverwertung kann nicht als Faktum vorausgesetzt, sondern muss durch geeignete rechtliche Rahmenbedingungen sichergestellt werden.

Die Abfallpolitik hat darüber hinaus auch wirtschaftliche Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Ob Verwertung oder Beseitigung die umweltpolitisch günstigere Option ist, hängt daher letztlich von einer Abwägung zahlreicher Gesichtspunkte ab. Das Ergebnis dieser Abwägung kann in Abhängigkeit von den jeweiligen Umständen unterschiedlich ausfallen. „Vermutungen“ für die Vorzugswürdigkeit der einen oder der anderen Entsorgungsschiene helfen hier nicht weiter, da sich für konkrete Fälle und Fallgruppen gerade die Frage stellt, ob die aufgestellte Vermutung auch für sie zutrifft.

128.* Die Abwägungsprobleme, mit denen man es hier zu tun hat, sind allerdings offensichtlich überkomplex. Die gegeneinander abzuwägenden Gesichtspunkte sind vielfältig, auf unterschiedlichste Abfälle, Abfallzusammensetzungen und Verwertungswege anzuwenden und großenteils inkommensurabel, d. h. nicht willkürfrei auf gemeinsame Nenner zu bringen. Ein Steuerungsanspruch, der sich darauf richtete, auf konsistente Weise in jedem einzelnen Fall für den jeweiligen Abfall in seiner konkreten Zusammensetzung den unter Berücksichtigung aller Gesichtspunkte objektiv optimalen Entsorgungsweg zu ermitteln, wäre daher zum Scheitern verurteilt. Die Frage kann deshalb nur sein, wie sich mit vertretbarem Steuerungsaufwand einigermaßen plausible und konsistente Lösungen erzielen lassen, bei denen die oben aufgeführten Beurteilungsgesichtspunkte nicht in deutlicher Weise missachtet oder fehlgewichtet werden.

Unverzichtbarkeit abfallrechtlicher Verwertungssteuerung

129.* Grundsätzlich richtig ist die Forderung, für die Ziele der Abfallwirtschaft möglichst weitgehend die Marktkräfte zu aktivieren – insbesondere durch den Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente, die die Umweltkosten der Abfallverwertung ebenso wie der Abfallbeseitigung möglichst weitgehend dem jeweiligen Verursacher anlasten. Die Möglichkeiten dazu sind aber durch die Komplexität der Umweltinanspruchnahmen, um die es geht – vor allem durch die Vielfalt und wechselnde Menge und Zusammensetzung der in Abfällen enthaltenen Schadstoffe und die Unterschiedlichkeit ihrer Ausbreitungspfade über Entsorgungsanlagen und Verwertungsprodukte – eng begrenzt.

Die Umweltverträglichkeit der Abfallentsorgung kann und muss in weiten Teilen durch nicht spezifisch abfallrechtliche Instrumente – u. a. durch immissionsschutzrechtliche, wasserrechtliche und produktrechtliche Standards – sichergestellt werden. Gerade für die Verwertungswirtschaft bleibt daneben aber auch eine spezifisch abfallrechtliche Steuerung notwendig. Insbesondere wird eine Kontrolle des Abfallinputs in Verwertungsprozesse über weite Strecken unverzichtbar bleiben.

Angleichung der Entsorgungsstandards

130.* Das wirksamste Mittel gegen den Abfluss von Abfallströmen in ökologisch anspruchslose Billigentsorgungen ist die Harmonisierung der Entsorgungsstandards auf einem ökologisch anspruchsvollen Niveau. Da vor allem der Abfallverwertungsmarkt ein europäischer Markt ist, muss dies auch die Harmonisierung auf europäischer Ebene einschließen.

Für den Bereich der EG-Mitgliedstaaten sind mit dem Erlass der Deponierichtlinie und der Abfallverbrennungsrichtlinie wichtige Verbesserungen in diese Richtung erzielt worden. Wesentliche Voraussetzungen für eine Angleichung der Entsorgungsstandards und der davon abhängigen Entsorgungspreise innerhalb Deutschlands hat die Abfallablagerungsverordnung geschaffen, indem sie das Auslaufen der Ausnahmegenehmigungen für technisch nicht TASi-konforme Deponien und für die Ablagerung nicht vorbehandelter Abfälle verbindlich auf den 1. Juni 2005 fixiert. Die Anhebung der emissionsbezogenen Standards für mechanisch-biologische Behandlungsanlagen durch die 30. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (30. BImSchV) stellt ebenfalls einen Angleichungsfortschritt dar.

Diese Verbesserungen reichen allerdings noch nicht aus. Auf europäischer Ebene lässt die Deponierichtlinie nach wie vor erhebliche Spielräume für die Ablagerung nicht oder nicht ausreichend vorbehandelter Abfälle. Die Abfallverbrennungsrichtlinie nähert die Standards für die reine Müllverbrennung und die energetische Verwertung von Abfällen durch Mitverbrennung in Industrieanlagen einander an, ohne eine volle Angleichung zu erreichen. Die Egalisierung von Standards auf nationaler Ebene durch die Abfallablagerungsverordnung wird erst im Jahr 2005 wirksam. Auch die Standards der 30. BImSchV gelten für bereits bestehende Anlagen erst fünf Jahre nach Inkrafttreten der Verordnung. Auf nationaler, besonders aber auf europäischer Ebene sind mit den genannten Vorschriften auch noch bei weitem nicht alle Entsorgungswege erfasst, für die anspruchsvollere Standards benötigt werden. Zu befürchten sind außerdem Vollzugsdefizite, insbesondere was die tatsächliche Umsetzung der EG-rechtlichen Vorgaben innerhalb Europas angeht. Erforderlich ist deshalb neben weiteren Fortschritten der inhaltlichen Harmonisierung von beseitigungs- und verwertungsrelevanten Umweltstandards auch eine europaweite Verbesserung der Durchsetzungsinstrumente. Neben erweiterten Verbands- und Bürgerklagerechten könnte auf europäischer Ebene insbesondere die Koppelung der Verbringungsfreiheit für Verwertungsabfälle an die Einhaltung der europäischen Entsorgungsstandards zur Vollzugsverbesserung beitragen.

Spielräume für eine sinnvolle Verwertungssteuerung auf nationaler Ebene – Allgemeines

131.* Die abfallwirtschaftlichen Handlungsspielräume der EG-Mitgliedstaaten sind durch das europäische Recht begrenzt. Dies betrifft insbesondere die Abfallverwertung, da Verwertungsabfälle innerhalb Europas grundsätzlich frei verbracht werden können. Für Deutschland ergeben sich besondere Schwierigkeiten daraus, dass der Verwertungsbegriff des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes dem Verwertungsbegriff des europäischen Rechts nur unzureichend angepasst ist. Dies erschwert u. a. den Gebrauch der praktisch wichtigsten Möglichkeit,

die die europäische Abfallverbringungsverordnung zur Unterbindung objektiv unsinniger Auslandverwertungen bereitstellt („Einwand der fehlenden ökonomisch-ökologischen Rechtfertigung“). Von daher empfiehlt sich mittelfristig eine Anpassung der Struktur des deutschen Abfallrechts in der Weise, dass der Verwertungsbegriff anspruchsloser gefasst wird. Dieser Vorschlag zielt, wohlgemerkt, nicht auf eine anspruchslosere Verwertungspolitik, sondern darauf, dass die notwendigen Ansprüche am rechtssystematisch richtigen Ort gestellt werden.

Die Spielräume für eine nationale Abfallpolitik, die hochwertige Verwertungen fördert und bloße Scheinverwertungen verhindert, sind derzeit aufgrund bestehender Unsicherheiten über die Anforderungen des europäischen Rechts nicht mit Sicherheit bestimmbar. Von besonderer Bedeutung ist der Ausgang eines Verfahrens vor dem Europäischen Gerichtshof, in dem zur Diskussion steht, ob die Verbrennung von Hausmüll in einer Müllverbrennungsanlage mit Abwärmenutzung als Verwertung einzustufen ist. Es ist durchaus möglich, dass der Gerichtshof diese Frage bejahen wird. Damit werden aber nicht notwendigerweise auch die Überlassungspflichten für Abfälle gegenstandslos, die das nationale Recht bisher als Beseitigungsabfälle eingestuft hat. Der Umweltrat geht davon aus, dass das europäische Recht nicht im Sinne einer vollständigen Liberalisierung des Abfallmarktes interpretiert werden kann und in diesem Verfahren auch nicht so interpretiert werden wird. Er bedauert, dass die Bundesregierung Möglichkeiten, sich für eine die nationalen Handlungsspielräume wahrende Auslegung der europäischen Vorgaben einzusetzen, unter anderem in diesem Verfahren nicht genutzt hat.

Vorrang des umweltverträglicheren Entsorgungspfades, Getrennthaltungspflichten und Verwertungsstandards

132.* Der Vorrang des umweltverträglicheren Entsorgungspfades sollte nach Auffassung des Umweltrates umweltpolitische Leitlinie für die abfallrechtliche Regulierung sein, eignet sich aber nicht für die Überführung in einen unmittelbar anwendbaren Rechtsbefehl.

133.* Solange die Rahmenbedingungen fortbestehen, die grundsätzlich ein Ausweichen von der Beseitigung in die Verwertung wirtschaftlich attraktiv machen, kommt eine Lösung, die darauf abzielt, dass Abfälle dann und nur dann verwertet werden, wenn dies der ökologisch und volkswirtschaftlich sinnvollere Weg ist, nicht ohne Getrennthaltungspflichten aus. Eine Getrennthaltung unterschiedlicher Abfälle kann allerdings vernünftigerweise nicht generell und um jeden Preis, sondern nur im Interesse der abfallwirtschaftlichen Zielsetzungen des Gesetzes und im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren verlangt werden. In diesem Sinne muss jedes Getrennthaltungsgebot relativ bleiben. Inhaltlich sinnvoll wäre nach Auffassung des Umweltrates die ausdrückliche Einführung einer gesetzlichen Verpflichtung der Abfallerzeuger und -besitzer, im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren Abfälle getrennt anfallen zu lassen und getrennt zu halten, soweit dies erforderlich ist, um einerseits zumutbare und möglichst hochwertige Verwertungen und andererseits die umweglose Beseitigung der nicht zu verwertenden Abfälle zu ermöglichen. Als wirtschaftlich zumutbar sollten dabei jedenfalls diejenigen Trennleistungen gelten, die auch jedem Bürger in seinem Privathaushalt zugemutet werden.

Während Überlassungspflichten für teilweise verwertbare gemischte Gewerbeabfälle mit europarechtlichen Risiken behaftet sind, wäre eine derartige Getrennthaltungspflicht europarechtlich nur problematisch bzw. riskant, sofern Verstöße dagegen mit der Einstufung verbotswidrig entstandener Gemische als Beseitigungsabfall sanktioniert würden. Dies wäre aber nicht erforderlich; zur Durchsetzung einer Getrennthaltungspflicht könnten stattdessen ohne Verstoß gegen europarechtliche Vorschriften Buß- oder Zwangsgelder eingesetzt werden.

134.* Die Bundesregierung lehnt demgegenüber aus europarechtlichen Gründen eine allgemeine gesetzliche Getrennthaltungspflicht ab. Sie hat stattdessen am 7. November 2001 den Entwurf einer Gewerbeabfallverordnung beschlossen, der die gewerblichen Abfallerzeuger – im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren – vor die Alternative stellt, entweder bestimmte verwertbare Abfallfraktionen (Papier und Pappe, Glas, Kunststoffe, Metalle, Bioabfälle) untereinander und von anderen Abfällen getrennt zu halten oder Gemische, die diese Abfälle enthalten, einer Vorbehandlung zuzuführen, bei der eine Verwertungsquote von mindestens 85 % erreicht wird. Im Hinblick darauf, dass in jedem Gewerbebetrieb auch unverwertbare Abfälle anfallen, ist außerdem eine Verpflichtung vorgesehen, in angemessenem Umfang Abfallbehälter des zuständigen öffentlichen Entsorgungsträgers, und zwar mindestens einen Behälter, zu nutzen. Im Vergleich zu einer vorausgegangenen, von den beteiligten Kreisen zu Recht als vollkommen praxisuntauglich abgelehnten Entwurfsversion stellt der Regierungsentwurf einen Fortschritt dar. Der Umweltrat beurteilt ihn allerdings als noch immer unzureichend und zu umsetzungsaufwendig. Er betrachtet die vorgegebene Verwertungsquote, mit der die Vorbehandlungsbetriebe für die Durchsetzung von Getrennthaltungspflichten der Abfallerzeuger in Dienst genommen werden, als ein wenig geeignetes und im Hinblick auf die damit zwangsläufig verbundenen umfangreichen Dokumentationspflichten unverhältnismäßig aufwendiges Steuerungsinstrument. Als wirksam dürfte sich in erster Linie die vorgesehene Verpflichtung erweisen, in angemessenem Umfang Restabfallbehälter vorzuhalten. Dieser grundsätzlich sinnvolle Ansatz sollte noch wirksamer ausgestaltet werden, indem den Gemeinden ausdrücklich ein Beurteilungs- und Standardisierungsspielraum für entsprechende satzungsrechtliche Festlegungen eingeräumt wird.

135.* Europarechtlich unproblematische Instrumente der Verwertungssteuerung auf nationaler Ebene sind im Übrigen nationale Standards für die Zulässigkeit von Verwertungsmaßnahmen. Ein Nachteil dieser Regulierungsvariante ist allerdings, dass davon nur Verwertungsmaßnahmen innerhalb Deutschlands erfasst werden, die Verbringung von Abfällen zur Verwertung in andere

EG-Mitgliedstaaten dagegen auf diese Weise nicht verhindert werden kann. In erster Linie sind daher Regelungen auf europäischer Ebene wünschenswert. Wie in der Vergangenheit, so wird aber auch in Zukunft die europäische Umweltpolitik großenteils in Orientierung an Vorbildern aus den Mitgliedstaaten weiterentwickelt werden. Mitgliedstaatliche Regelungen im Bereich der Abfallwirtschaft führen häufig zu einem Nachzug der europäischen Ebene. Fortschritte in der europäischen Umweltpolitik hängen wesentlich auch an der Bereitschaft einzelner Mitgliedstaaten, Vorreiterrollen zu übernehmen. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine europäische Regelung zustande kommt, kann gerade dadurch gesteigert werden, dass ein überzeugendes Regulierungskonzept zunächst auf nationaler Ebene entwickelt und erprobt wird. Eine Vorreiterfunktion sollte deshalb auch bei der Standardsetzung für Verwertungen nicht gescheut werden. Allerdings ist unbestreitbar, dass dies zumindest temporär mit wirtschaftlichen Nachteilen verbunden sein kann. Auch die Spielräume für die Übernahme nationaler Vorreiterrollen sind daher begrenzt. Zu einem Schwerpunkt der Abfallpolitik muss daher die Weiterentwicklung des europäischen Abfallrechts werden.

Weiterentwicklung des europäischen Abfallrechts

136.* Dem europäischen Abfallrecht liegt ein ökologisch anspruchsloser Verwertungsbegriff zugrunde. Kurzfristig bedarf es hier vor allem einer klaren definitorischen Abgrenzung zwischen energetischer Verwertung und Beseitigung. Entsprechende Bemühungen auf europäischer Ebene sollten von deutscher Seite auch dann unterstützt werden, wenn sie nicht in allen Punkten deutschen Idealvorstellungen – z. B. hinsichtlich eines anspruchsvollen Heizwertkriteriums – entsprechen.

Darüber hinaus müssen die inhaltlichen Standards für Beseitigungs- und Verwertungsmaßnahmen weiterentwickelt und auf einem anspruchsvollen Niveau harmonisiert werden. Zu den vordringlichen Aufgaben gehört dabei die Bereitstellung europäischer Standards für den Abfallinput bei Verbrennungsanlagen (Tz. 140*).

Die innereuropäische Warenverkehrsfreiheit für Verwertungsabfälle sollte – durch Aufnahme eines entsprechenden Einwandes in die Abfallverbringungsverordnung – an die Einhaltung der europäischen Umweltstandards in den Zielanlagen gekoppelt werden. Dies erscheint auch im Hinblick auf den absehbaren Abfluss von Verwertungsabfällen in die künftigen neuen EG-Mitgliedstaaten erforderlich. Dieser Abfluss soll zwar auch dadurch begrenzt werden, dass die volle Verbringungsfreiheit für Verwertungsabfälle erst mit dem Ablauf der Übergangsfristen für die Einhaltung der europäischen Entsorgungsstandards einsetzt. Damit ist aber noch nicht gesichert, dass Abfallexporte erst stattfinden, wenn diese Standards auch *tatsächlich* eingehalten werden.

137.* Mittelfristig sollte darüber hinaus eine grundlegendere Revision der EG-Abfallverbringungsverordnung angestrebt werden, die die Möglichkeiten und Grenzen der innereuropäischen Abfallverbringung nicht mehr an die Unterscheidung zwischen Beseitigung und Verwertung, sondern an eine differenziertere Betrachtung der relevanten wirtschaftlichen und ökologischen Gesichtspunkte knüpft.

138.* Unter anderem im Hinblick darauf, dass über den Sinn oder Unsinn von Verwertungsmaßnahmen letztlich nur nach Maßgabe einer Abwägung geurteilt werden kann, die je nach der Art des betreffenden Abfalls unterschiedlich ausfallen kann (Tz. 126*ff.), befürwortet der Umweltrat auch für die europäische Ebene die Weiterentwicklung produktgruppenspezifischer Regulierungsstrategien. Dabei muss allerdings darauf geachtet werden, dass ein Aufbau gesonderter Sammelsysteme nur gefordert und gefördert wird, soweit diese – zumindest im Wesentlichen – auch in gesonderte Verwertungswege münden. Die von der EG-Umweltkommissarin ins Auge gefasste Strategie einer produktgruppenübergreifenden stoffbezogenen Regulierung sollte nur unterstützt werden, soweit eine solche Strategie sich mittels handelbarer Materialverwertungsquoten oder vergleichbarer verbindlicher Systeme umsetzen lässt. Andernfalls liefe der neue Ansatz auf eine Deregulierungsstrategie hinaus, die der Umweltrat nicht befürwortet.

4.2 Verwertungsmaßnahmen und -probleme für ausgewählte Abfallarten

Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen in industriellen Feuerungsanlagen

139.* Die energetisch zu verwertenden Abfallmengen werden in der Zukunft merklich steigen, die Anzahl der industriellen Anlagen, in denen Abfälle mitverbrannt werden – vornehmlich Zementöfen und Feuerungsanlagen in Kohlekraftwerken – wird zunehmen, und die eingesetzten Abfallarten werden eine größere Bandbreite aufweisen. Mit zunehmendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen und Sekundärrohstoffen werden die luft- und abwasserseitigen Emissionen der zur Mitverbrennung genutzten Anlagen und die Qualität der Produkte und Rückstände zunehmend durch die Schadstoffbelastung der eingesetzten Abfälle geprägt.

140.* Die rechtlichen Rahmenbedingungen für den Umgang mit den Problemen, die sich daraus ergeben, sind noch unzureichend. Insbesondere fehlen verbindliche Standards für die zulässige Schadstoffbelastung im Abfallinput. Die Festlegung dieser Standards sollte, als eine Entscheidung von grundlegender Bedeutung für Abfallwirtschaft und Umweltschutz, nicht privaten Einrichtungen wie dem Europäischen Komitee für Normung (CEN) oder dem Deutschen Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung (RAL) überlassen bleiben, sondern durch die demokratisch legitimierten Rechtsetzungsorgane getroffen werden.

141.* Nach Auffassung des Umweltrates sollte die Mitverbrennung von Abfällen nicht zu einer Verschlechterung der Umweltsituation führen. Die Festlegung des zulässigen Schadstoffgehalts für Ersatzbrennstoffe sollte

sich daher nicht an den Absatzinteressen der Anbieter von Ersatzbrennstoffen, sondern an der Schadstoffbelastung der substituierten primären Energieträger orientieren. Innerhalb der hier anzutreffenden Schwankungsbreite sollten eher die durchschnittlichen Belastungen als Extremwerte zur Richtschnur genommen werden.

142.* Hinsichtlich der emissionsseitigen Anforderungen bei der Mitverbrennung von Abfällen in Industrieanlagen wiederholt der Umweltrat seine Forderung nach einer Angleichung an die für reine Abfallverbrennungsanlagen geltenden Standards. Die in Nordrhein-Westfalen im Erlasswege eingeführte gesonderte Betrachtung des aus der Abfallverbrennung stammenden Abgasteilstroms auf der Grundlage einer Stoffflussanalyse wird inhaltlich als ein Schritt in die richtige Richtung angesehen; allerdings ist die Frage der Vereinbarkeit mit der geltenden Fassung der 17. BImSchV nicht abschließend geklärt.

Fortschritte in Richtung auf eine Harmonisierung der Standards zeichnen sich im Entwurf für die Novellierung der TA Luft ab, der die allgemein für Industrieanlagen geltenden Standards in Teilen an die Standards der 17. BImSchV angleicht. Wichtige Angleichungsfortschritte beinhaltet außerdem die neue Abfallverbrennungsrichtlinie der EU. Diese Fortschritte gehen allerdings noch nicht weit genug, sodass sowohl auf nationaler wie auch auf europäischer Ebene weiterhin Handlungsbedarf besteht. Auf nationaler Ebene sollte neben der geplanten Novellierung der TA Luft auch die anstehende Änderung der 17. BImSchV genutzt werden, um die Emissionsstandards für Abfallverbrennungs- und -mitverbrennungsprozesse über das europarechtlich Gebotene hinaus zu egalisieren. Unter der Zielsetzung der Angleichung der umweltbezogenen Standards für Verwertung und Beseitigung sollte auch geprüft werden, wie der Anwendungsbereich der 17. BImSchV in einer den Besonderheiten des Prozesses angepassten Weise auf den Einsatz von Abfällen als Reduktionsmittel in der Eisen- und Stahlindustrie ausgedehnt werden kann.

Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen

143.* Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen – über ein Drittel der in Deutschland anfallenden Klärschlämme wird als Dünger eingesetzt – ist gegenwärtig stärker umstritten denn je. Grund für die Zweifel an diesem Verwertungsweg sind die in den Schlämmen regelmäßig enthaltenen Schwermetalle und organischen Schadstoffe sowie sonstige kritische Rückstände aus den kommunalen Abwässern, bei denen schädliche Wirkungen auf Umwelt und Gesundheit nicht mit Sicherheit auszuschließen sind. Die wachsenden Zweifel an der ökologischen Vertretbarkeit der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung haben Forderungen nach einer Novellierung der Klärschlammverordnung, insbesondere nach strengeren Schadstoffgrenzwerten für Schlämme und Böden, laut werden lassen. Zum Teil ist sogar ein gänzlicher Ausstieg aus dieser Verwertungsoption gefordert worden.

Bei der Bewertung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung sind allerdings nicht nur die Risiken zu betrachten, die mit der Verwertung der Klärschlämme als Düngemittel verbunden sind. Vielmehr müssen auch der Nutzen dieser Verwertung sowie die Tatsache berücksichtigt werden, dass ausreichende umweltverträglichere Entsorgungsalternativen derzeit nicht zur Verfügung stehen und zudem die alternativ anstelle von Klärschlamm einzusetzenden Düngemittel wie insbesondere Wirtschaftsdünger aus Tierexkrementen ihrerseits erhebliche Schadstofffrachten mit sich bringen.

144.* In Anbetracht dieser Umstände empfiehlt der Umweltrat ein gestuftes Vorgehen. Langfristiges Vorsorgeziel sollte dabei sein, für alle Düngemittel gleichmäßig die Schadstoffhöchstwerte so festzulegen, dass weder mit einer Anreicherung von Schadstoffen in den Böden noch mit umwelt- oder gesundheitsschädlichen Austrägen in das Grundwasser oder die Ernteprodukte zu rechnen ist. Dies ist durch die Grenzwerte der geltenden Klärschlammverordnung für Klärschlämme nicht gewährleistet; für Wirtschaftsdünger und sonstige Düngemittel existieren nicht einmal Grenzwerte.

Sofern eine diesem Vorsorgeniveau entsprechende, integrierte Grenzwertregelung für Klärschlämme, Wirtschaftsdünger und sonstige Düngemittel derzeit politisch nicht realisierbar ist, sollten in einem ersten Schritt zumindest die Grenzwerte der Klärschlammverordnung für die maximal zulässigen Belastungen der Schlämme verschärft und Grenzwerte für weitere besonders umweltrelevante Schadstoffe, namentlich für LAS, DEHP, NPE und PAK oder Benzo[a]pyren, festgesetzt werden. Für diese zusätzlich in die Klärschlammverordnung aufzunehmenden Parameter sollten nach Ansicht des Umweltrates die von der Europäischen Kommission in ihrer „Arbeitsunterlage Schlämme – 3. Entwurf“ vorgeschlagenen Grenzwerte übernommen werden.

Bei der Absenkung der geltenden Grenzwerte der Klärschlammverordnung sollten neben dem oben erläuterten Vorsorgeziel besonders auch die gegenwärtig noch sehr beschränkten Möglichkeiten einer umweltverträglichen Entsorgung der Schlämme außerhalb der landwirtschaftlichen Verwertung berücksichtigt werden. Außerdem sollte bei einer ersten, kurzfristigen Absenkung der Grenzwerte gewährleistet bleiben, dass die aus kleineren Kläranlagen anfallenden, vergleichsweise deutlich weniger belasteten Schlämme auch weiterhin im Wesentlichen auf den regional angrenzenden Feldern verwertet werden können. Im Hinblick auf diese Maßgaben empfiehlt der Umweltrat die Reduzierung der maximal zulässigen Werte für organische Schadstoffe und Schwermetalle auf das ca. 1,5fache der aktuellen mittleren gemessenen Gehalte. Dies würde bedeuten, dass etwa 30 % der nach der geltenden Klärschlammverordnung für die Düngung zugelassenen Schlämme zukünftig anderweitig entsorgt werden müssten. Dafür sollten möglichst bald ausreichende Verbrennungskapazitäten oder Mitverbrennungsmöglichkeiten geschaffen werden.

145.* Als Ersatz für eine direkte Aufbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Flächen empfiehlt der Umweltrat die Entwicklung bzw. Weiterentwicklung thermischer Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphaten aus Abwässern und Klärschlämmen. Ein solches ökolo-

gisch bedeutsames Phosphorrecycling kann vor allem für große Kläranlagen und Klärschlammmengen langfristig auch wirtschaftlich interessant werden.

Altautoverwertung

146.* Die umweltgerechte Entsorgung von Altautos wurde in Deutschland erstmals im Jahr 1998 durch eine freiwillige Selbstverpflichtung der Wirtschaft in Verbindung mit einer flankierenden, die Ziele der Selbstverpflichtung unterstützenden Verordnung umfassend geregelt. Rund zwei Jahre später trat im Oktober 2000 – nach kontroverser Debatte – mit der EG-Altfahrzeugrichtlinie eine europäische Regelung in Kraft, die innerhalb von 18 Monaten nach Inkrafttreten in nationales Recht umgesetzt werden muss. Im Gegensatz zur bisherigen deutschen Regelung müssen die Automobilhersteller danach verpflichtet werden, ab dem 1. Januar 2007 sämtliche Fahrzeuge ihrer Marke kostenlos vom Letzthalter zurückzunehmen. Darüber hinaus dürfen ab dem Jahr 2003 die Schwermetalle Cadmium, Quecksilber, Blei und sechswertiges Chrom nur noch in Ausnahmefällen zur Herstellung von Fahrzeugen und Bauteilen verwendet werden. Hinsichtlich der Verwertung von Altfahrzeugen unterscheidet der Entwurf zwischen der einfachen Verwertung und dem ökologisch anspruchsvolleren, weil eine energetische Verwertung ausschließenden, Recycling. Eine 85-%tige Verwertung von Altfahrzeugen muss bis zum Jahr 2006 erreicht werden.

147.* Zur Umsetzung der EG-Altfahrzeugrichtlinie in nationales Recht hat das Bundesumweltministerium im August 2001 einen ersten Entwurf für ein Altfahrzeuggesetz vorgestellt, der im Dezember mit einigen Änderungen vom Bundeskabinett verabschiedet wurde. Kern des Entwurfs ist die den Vorgaben der Richtlinie entsprechende Verpflichtung von Herstellern und Importeuren, sämtliche Altfahrzeuge ihrer Marke ab dem 1. Januar 2007 vom Letztbesitzer kostenlos zurückzunehmen.

148.* Der Umweltrat begrüßt die in der EG-Altfahrzeugrichtlinie und insbesondere im Entwurf der Bundesregierung für ein Altfahrzeuggesetz angelegte Ausweitung der Produzentenverantwortung bei der Altfahrzeugentsorgung. Die Anlastung der gesamten Entsorgungskosten beim Hersteller kann wichtige, in der bisherigen deutschen Regelung fehlende Anreize für eine recyclingoptimierte Entwicklung und Konstruktion von Neuwagen setzen. Die Produktverantwortung sollte daher im weiteren Gesetzgebungsverfahren nicht aufgeweicht werden. Der Umweltrat empfiehlt außerdem, das Ziel einer 85-%tigen Verwertung von Altfahrzeugen bereits vor dem Jahr 2006 anzustreben. Nach der derzeit noch geltenden freiwilligen Selbstverpflichtung und der Altautoverordnung sollte dieses Ziel schon im Jahr 2002 erreicht werden. Dass dies realistisch ist, zeigt der erste Monitoringbericht der ARGE-Altauto. Angesichts der bereits erfolgten Verwertungsanstrengungen wäre es ein falsches Signal, nun das Zieljahr für das erste quantitative Teilziel um vier Jahre nach hinten zu verschieben.

149.* Der in der EG-Altfahrzeugrichtlinie beschrittene Weg einer Differenzierung der Verwertungsquoten nach verschiedenen Verwertungsverfahren (stofflich und energetisch) ist insbesondere im Hinblick auf die Sicherung einer ökologisch möglichst hochwertigen Verwertung begrüßenswert. Allerdings sieht der Umweltrat hier noch Spielraum für weitere Verbesserungen auf der nationalen Ebene. So könnten die in der EG-Altfahrzeugrichtlinie enthaltenen rein quantitativen Quoten für die stoffliche und energetische Verwertung durch die Festlegung spezifischer, für konkrete Stoffströme zugelassener Verfahren ergänzt werden, die einen möglichst hohen Verwertungsanteil ebenso wie die Hochwertigkeit und Schadlosigkeit der Verwertung garantieren. Auf europäischer Ebene sollte von deutscher Seite aktiv an der regelmäßigen Überarbeitung der Ausnahmen von dem Verwendungsverbot für Schwermetalle im Anhang der Altfahrzeugrichtlinie mitgewirkt und auf eine Streichung oder Befristung nicht unbedingt erforderlicher Ausnahmen hingearbeitet werden. Darüber hinaus sollte die Bundesregierung sich für die nachträgliche Aufnahme von PVC in die Stoffverbotsregelung der EG-Altfahrzeugrichtlinie einsetzen, da die auf EU-Ebene angestrebte horizontale PVC-Strategie derzeit nur langsam vorankommt.

Verwertung von Elektro-/Elektronikaltgeräten

150.* Im Zuge des wachsenden Verbrauchs von Elektro- und Elektronikaltgeräten im privaten und gewerblich-industriellen Bereich wird die Entsorgung der entsprechenden Altgeräte zunehmend problematisch. Bisher werden Elektro- und Elektronikaltgeräte nur zum Teil umweltgerecht entsorgt, zumal in Deutschland entsprechende rechtliche Vorgaben nach wie vor fehlen.

Im Juni 2000 legte die Europäische Kommission zwei Richtlinienentwürfe zu Rücknahmeverpflichtungen für Elektro- und Elektronikaltgeräte (WEEE) und zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in elektrischen und elektronischen Geräten (RoHS) vor. Die Erarbeitung eines dritten Vorschlags zum umweltgerechten Design von Elektro- und Elektronikaltgeräten (EEE – Vorschlag) wurde innerhalb der Kommission vereinbart.

151.* Der Umweltrat begrüßt die vorgeschlagenen Richtlinien zur Produzentenverantwortung und Verwertung von Elektroschrott und zu den Verboten bestimmter Schadstoffe in Elektro- und Elektronikaltgeräten. Von einer Produzentenverantwortung für die Entsorgung von Altgeräten können erhebliche Anreize zur Innovation von Produktdesign und Rücknahmelogistik ausgehen. Diese werden aber nur bei einer wettbewerbsorientierten Ausgestaltung der Produzentenverantwortung wirksam. Die Bundesregierung sollte daher die Verankerung der *individuellen* Produzentenverantwortung für die Rücknahme und Verwertung elektrischer und elektronischer Geräte aktiver unterstützen.

152.* Angesichts der Verzögerungen, die sich aus den gescheiterten Bemühungen um eine Selbstverpflichtung in Deutschland ergeben haben, sollte nun auf einen straffen Zeitplan für die Verabschiedung und Umsetzung der Altgeräterichtlinie geachtet werden. Der Umweltrat begrüßt, dass die Institutionen der Gemeinschaft die Übergangs-

fristen für das Eintreten der Produzentenverantwortung auf 30 Monate verkürzt haben, betrachtet aber die von Rat und Europäischem Parlament vorgesehenen Ausnahmeregelungen als zu großzügig.

153.* Entscheidend für die ökologische Wirksamkeit der Richtlinie ist, dass anspruchsvolle und verbraucherfreundliche Rücknahmesysteme entstehen, die eine möglichst hohe Erfassungsquote gewährleisten. Der Umweltrat empfiehlt daher die Entwicklung von Mindestkriterien und Leitfäden für die Qualität der Rücknahmeinfrastrukturen. Um die Anreize zur Rückgabe von Kleingeräten zu erhöhen, sollte eine Pfandpflicht für Kleingeräte vorgesehen werden. Hinsichtlich der Weiterentwicklung der Stoffverbote ist auf einen vorsorgeorientierten Ansatz zu achten, der eine mögliche Exposition in allen Phasen des Produktlebenszyklus beachtet und Substitutionsanreize gibt. Die Stoffverbote sollten auf weitere bromierte Flammschutzmittel erweitert werden (Octa- und Deka-Bromdiphenylether).

Verwertung von Verpackungsabfällen

154.* Hinsichtlich der Entsorgung von Verpackungsabfällen besteht nach wie vor dringender Reformbedarf. Insbesondere im Bereich der Kunststoffverwertung erscheint eine Verbesserung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses erforderlich. Beim derzeitigen Stand der Sortiertechnik hält der Umweltrat an seiner Forderung fest, die getrennte Erfassung und Verwertung von Kunststoffverpackungen auf großvolumige, gering verschmutzte und weitgehend sortenreine Hohlkörper und Folien zu beschränken. Demgegenüber sollten kleinteilige Kunststoffverpackungen zukünftig im Rahmen der kommunalen Restmüllentsorgung erfasst und der Abfallverbrennung mit Energienutzung zugeführt werden.

Die Entwicklung neuer Sortiertechniken kann möglicherweise in den nächsten Jahren das Kosten-Nutzen-Verhältnis der stofflichen Verwertung von kleinteiligen Kunststoffverpackungen erheblich verbessern. Der Umweltrat empfiehlt vor diesem Hintergrund, Praxiserfahrungen mit dem neuen Sortierverfahren abzuwarten und seine Verallgemeinerungsfähigkeit als Stand der Technik zu testen. Bis dahin sollte die Entscheidung über eine Reform der Getrenntsammlung aufgeschoben werden.

155.* Umweltpolitischer Handlungsbedarf besteht auch im Bereich der Getränkeverpackungen. Nach den Erhebungen der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung hat der Mehrweganteil im Jahr 1999 mit nur noch knapp 68,7 % einen neuen Tiefststand erreicht. Dennoch rät der Umweltrat davon ab, ein Zwangspfand auf Einwegverpackungen zu erheben, denn diese Vorgehensweise wäre nicht nur von zweifelhafter ökologischer Effektivität, sondern auch mit erheblichen, nicht zu rechtfertigenden Zusatzkosten verbunden. Dies gilt auch für den im Juli 2001 in den Bundestag eingebrachten Entwurf zu einer Novelle der Verpackungsverordnung, der eine modifizierte Pfandregelung vorsieht. Der gegenüber Zwangspfand und Mehrwegquoten überlegene Weg zur Stützung von Mehrwegsystemen besteht darin, durch Erhebung einer entsprechend differenzierten Abgabe die mit den verschiedenen Getränkeverpackungssystemen verbundenen Umweltkosten direkt den jeweiligen Verursachern anzulasten.

156.* Auch für den Verpackungsbereich generell hält der Umweltrat die Vorgabe von starren Verwertungsquoten gegenüber einer vollständigen Anlastung der mit der Erzeugung, Verwendung und Entsorgung von Verpackungen verbundenen volkswirtschaftlichen Kosten nur für eine zweitbeste Lösung. In diesem Zusammenhang begrüßt der Umweltrat, dass die Fraktion Bündnis 90/Die Grünen ebenso wie Teile der SPD im Juli 2001 einen neuerlichen – wenn auch bisher erfolglosen Vorstoß – unternommen hat, die bisherige Quotenregelung der Verpackungsverordnung durch eine Verpackungsabgabe zu ersetzen.

Sofern der Verordnungsgeber an der derzeitigen Quotenlösung der Verpackungsverordnung festhält, sollte aus Sicht des Umweltrates zumindest dafür Sorge getragen werden, dass die Erfüllung der Quoten in einem wettbewerblich geprägten Umfeld erfolgt. So ermöglicht die Verpackungsverordnung zwar prinzipiell einen Wettbewerb in der Entsorgung und Verwertung von Verpackungsabfällen, faktisch kommt jedoch der *Duales System Deutschland AG* aufgrund verschiedener Marktzutrittsschranken bisher eine Monopolstellung zu. Nach Einschätzung des Umweltrates könnten durch einen Wettbewerb zwischen verschiedenen Systembetreibern noch erhebliche Kostensenkungspotenziale aufgedeckt und technische bzw. organisatorische Innovationen angestoßen werden. Erste Forschungsergebnisse deuten darauf hin, dass verschiedene Möglichkeiten zur Einführung wettbewerblicher Strukturen in der Entsorgung und Verwertung von Verpackungsabfällen bestehen, wobei ein Lizenzsystem nach britischem Vorbild in der längerfristigen Perspektive die größten Effizienzpotenziale verspricht. Vor der möglichen Einführung eines solchen Systems wären jedoch im Einzelnen noch zahlreiche Gestaltungsfragen zu lösen.

Verwertung von Altholz

157.* Altholz weist häufig Schadstoffbelastungen auf. Von der Schadstoffbelastung sollte die Entscheidung abhängen, ob es zu verwerten oder zu beseitigen ist und welche Verwertungsvarianten gegebenenfalls in Betracht kommen. Bisher existieren jedoch weder in Deutschland noch in der EU spezifische rechtliche Vorgaben, die die Entsorgung von Altholz verbindlich regeln. Im September 2001 hat das Bundesumweltministerium einen Entwurf für eine Verordnung über die Entsorgung von Altholz vorgelegt, mit der erstmals verbindliche spezifische Anforderungen an die Verwertung von Altholz gestellt werden sollen.

158.* Der Umweltrat begrüßt den mit der Verordnung beschrittenen Weg einer Spezialregelung zur Sicherung der umweltverträglichen Verwertung von Altholz. Der gewählte Regelungsansatz ist grundsätzlich sinnvoll. In den Einzelheiten sind jedoch noch Veränderungen wünschenswert. Dies betrifft neben dem Begriff der stofflichen Verwertung und, damit zusammenhängend, dem Geltungsbereich der Verordnung auch Teile der inhalt-

lichen Standards für die Verwertung. Für die Verarbeitung zu Ausgangsprodukten für die Holzwerkstoffherstellung sollten restriktivere Standards gesetzt werden, die leichter vollziehbar wären und eine Anpassung des Chemikalienrechts an die resultierenden Schadstoffbelastungen erübrigen würden. Auf absehbar unvollziehbare gesonderte Getrennthaltungspflichten sollte verzichtet werden. Die vorgesehenen Änderungen des Chemikalienrechts wären bei Festlegung strengerer Standards für die stoffliche Verwertung entbehrlich, soweit es um die Zulassung von Schadstoffbelastungen in den Produkten der stofflichen Verwertung (Holzhackschnitzel, Holzspäne, Holzwerkstoffe und daraus hergestellte Erzeugnisse) geht. Andererseits greifen sie insofern zu kurz, als dringendem analogen Regelungsbedarf für andere Verwertungsbereiche – insbesondere für das Altkabelrecycling – aufgrund von Widerständen seitens des Wirtschaftsressorts nicht Rechnung getragen wurde.

159.* Die geplante Verordnung kann Standards nur für die Altholzverwertung in Deutschland setzen. Gegen die Ausfuhr von Altholz oder Altholzverwertungsprodukten ins Ausland liefert sie keine Handhabe. Daher lassen sich Ausweichbewegungen ins Ausland nicht ausschließen. Dementsprechend sollte eine Harmonisierung auf europäischer Ebene angestrebt werden. Eine vorausgehende richtungweisende Regelung auf nationaler Ebene verbessert auch dafür die Voraussetzungen (Tz. 11*).

4.3 Prognosen und Handlungsbedarf bei der Vorbehandlung von Siedlungsabfällen im Hinblick auf das Jahr 2005

160.* Nach den derzeit verfügbaren Prognosen über die Entwicklung der zu deponierenden Restabfallmengen einerseits und der Vorbehandlungskapazitäten andererseits müssen erhebliche Zweifel daran bestehen, dass nach dem 31. Mai 2005, wenn das Vorbehandlungsgebot der Abfallablagerungsverordnung ohne Ausnahmemöglichkeit gelten wird, eine Vorbehandlung aller zu beseitigenden Abfälle in Deutschland überhaupt möglich sein wird. Ausreichende Kapazitäten werden allenfalls unter der Voraussetzung verfügbar sein, dass erstens die zu beseitigenden Siedlungsabfallmengen sich bis 2005 erheblich reduzieren, dass zweitens bis zum Stichtag über die der Bundesregierung derzeit bekannten Planungen hinaus noch mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlagen in erheblichem Umfang zusätzlich in Betrieb genommen werden und dass drittens bis dahin alle anlagen- und betriebstechnischen Möglichkeiten der Kapazitätsoptimierung bei den vorhandenen Verbrennungsanlagen ausgeschöpft werden. Dabei ist der Kapazitätsbedarf für die vorbehandlungsbedürftigen gewerblichen Mischabfälle, die bereits gegenwärtig in kommunalen Vorbehandlungsanlagen nicht beseitigt, sondern „energetisch verwertet“ werden, noch nicht berücksichtigt. Dass Mitte des Jahres 2005 alle genannten Voraussetzungen erfüllt sein werden, ist nach Einschätzung des Umweltrates wenig wahrscheinlich. Von weniger optimistischen Prognosen ausgehend ergeben sich für 2005 Defizite an Vorbehandlungskapazitäten zwischen 1,3 Mio. und 7,9 Mio. Mg pro Jahr.

161.* Dass allein die Abfallablagerungsverordnung die primär verantwortlichen öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger noch rechtzeitig dazu veranlassen wird, die nötigen Investitionen zu tätigen und die erforderlichen Vorbehandlungskapazitäten zu schaffen, erscheint vor allem aus drei Gründen unwahrscheinlich: Erstens wirkt zurzeit der Entsorgungsmarkt dem Vorbehandlungsgebot entgegen. Das gegenwärtig noch bestehende deutliche Überangebot an Müllverbrennungskapazitäten schreckt die Kreise und Gemeinden davon ab, Anlagen zu bauen. Auch die nahe liegende Möglichkeit, dass die Vorbehandlungspreise noch weiter sinken, legt eher ein weiteres Abwarten nahe. Zweitens entfaltet das Vorbehandlungsgebot nur unzureichende verhaltenssteuernde Wirkung, weil die Akteure, die jetzt handeln müssten, um für ausreichende Kapazitäten im Jahr 2005 zu sorgen, aufgrund von Schwierigkeiten der individuellen Verantwortungszuschreibung nicht damit rechnen müssen, dass Versäumnisse gravierende Konsequenzen für sie haben werden. Schließlich – drittens – ist mit einem effektiven Vollzug durch die Länder nicht zu rechnen; dazu fehlt es ihnen in Bezug auf die relevante Entsorgungsplanung der Kreise und Gemeinden bereits an durchgreifenden und hinreichend schnell wirksamen Vollzugsmitteln.

162.* In Anbetracht dieser Sachlage sollten zunächst alle Bundesländer von ihren Kreisen und Gemeinden umgehend konkrete Nachweise darüber verlangen, wie diese das Vorbehandlungsgebot umsetzen wollen. Sofern solche Nachweise nicht überzeugend gelingen und sich nicht alsbald ein unerwarteter Investitionsschub bei der Vorbehandlung abzeichnet, muss damit gerechnet werden, dass der für 2005 absehbare Kapazitätsengpass zu ökologisch, politisch und rechtlich inakzeptablem Ausweichverhalten führt und darüber hinaus die Abfallpolitik zur Eröffnung ökologisch bedenklicher Verwertungswege drängt. Die Bundesregierung sollte daher in diesem Fall ihr Steuerungskonzept rechtzeitig in der Weise umstellen, dass sie die Befristung der gegenwärtig zum Vorbehandlungsgebot geltenden Ausnahmeregelung verlängert und eine Ausgleichsabgabe auf den Gebrauch der Ausnahmemöglichkeit einführt. Entscheidend käme es dabei darauf an, dass die Höhe der Abgabe die Option, mit dem Aufbau der nötigen Vorbehandlungskapazitäten weiter zuzuwarten, unattraktiv macht. Die Abgabenhöhe müsste daher mindestens den Kosten der Vorbehandlung entsprechen. Um darüber hinaus einen wirksamen Anreiz für einen raschen Ausbau der Vorbehandlungskapazitäten zu setzen, wäre über eine Zweckbindung des Abgabenaufkommens der Bau von Vorbehandlungsanlagen umso stärker zu fördern, je frühzeitiger er erfolgt.

163.* Flankierend sollte die Bundesregierung auf nationaler und auf Ebene der Europäischen Gemeinschaft dafür sorgen, dass den für die Vorbehandlung verantwortlichen Entsorgungsträgern die Wege in eine billige „Scheinverwertung“ im Ausland versperrt werden (s. auch Tz. 136*ff.). Das gilt selbstverständlich auch für den Fall, dass die Bundesregierung an dem strikten Vorbehandlungsgebot festhält.

4.4 Aspekte der zukünftigen Hausmüllentsorgung

Sortiertechniken

164.* Sortiertechniken für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle dienen heute in erster Linie als Hilfsmittel, das gesetzliche Verwertungsgebot technisch umzusetzen. Einfache Techniken basieren auf der Handsortierung mit mechanischer Unterstützung. Bei den automatisierten Verfahren handelt es sich um altbekannte Rohstoffaufbereitungsverfahren in Form angepasster und vielfach variabler Verfahrensketten, bei denen zusätzlich moderne Sensoren- und Prozessrechnertechniken zum Einsatz kommen, um Durchsatzgeschwindigkeit, Trennschärfe und Ausbeute zu erhöhen. Die Neuentwicklungen der Sortiertechnik in den letzten Jahren sind für getrennt erfasste Abfallfraktionen und nicht für gemischte Abfälle konzipiert und basieren somit auf einer Vorsortierung. Die Leistungsfähigkeit der modernen Sortiertechniken weist daher eine große Abhängigkeit vom Grad der Vermischung und Verunreinigung des Abfallinputs auf.

165.* Nach Auffassung des Umweltrates ist die hohe Leistungsfähigkeit der heutigen Aufbereitung von getrennt erfassten Abfallmonofraktionen aus Haushalten nicht ohne weiteres auch beim Mischabfall zu erwarten. Der Umweltrat empfiehlt, die überwiegend negativen Erfahrungen mit der Mischmüllaufbereitung zu berücksichtigen und Gemischtmüllkonzepte, die auf eine nachträgliche Sortierung setzen, mit Vorsicht zu beurteilen. Er bekräftigt seine im Sondergutachten „Abfallwirtschaft“ 1990 getroffene Feststellung, dass eine Vorsortierung am Anfallort Voraussetzung für jegliche hochwertige, werkstoffliche Verwertung bleibt. Zu betonen ist, dass dies auch für die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle gilt. Was den Hausmüll angeht, besteht zur Vorsicht beim Experimentieren mit Gemischtmüllkonzepten auch deshalb Anlass, weil die erreichte Bereitschaft der Bürger, im Interesse des Umweltschutzes Sortierleistungen beim Abfall zu erbringen, mit einer Rückkehr zu Gemischtmüllkonzepten wieder verloren ginge.

166.* Der Entwicklungsstand der Sortiertechnik berührt auch die Realisierbarkeit der Zielsetzung, bis zum Jahr 2020 zu einer vollständigen Verwertung des gesamten Hausmülls zu gelangen. Diese Zielsetzung beruht auf einem abfallwirtschaftlichen Modell, für das aus der Sicht des Umweltrates die sortiertechnischen Voraussetzungen auch bis zum Jahr 2020 nicht gegeben sein dürften.

167.* Es ist wenig wahrscheinlich, dass durch verbesserte Sortiertechniken eine alternative Form der Hausmüllentsorgung mit Verwertungsergebnissen möglich wäre, die denen der bisherigen Hausmüllentsorgung wirtschaftlich und ökologisch überlegen sind. Daher besteht auch unter diesem Gesichtspunkt keine Veranlassung, das bisherige System der Entsorgungsverantwortlichkeit zugunsten einer Hausmüllentsorgung über privatwirtschaftlich betriebene Sortiersysteme umzustrukturieren (Tz. 174*ff.).

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA)

168.* In der Koalitionsvereinbarung der Bundesregierung wurde zu Beginn der Legislaturperiode festgeschrieben, zukünftig die mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsverfahren (MBA) als Alternative zur Müllverbrennung verstärkt in die Siedlungsabfallentsorgung einzubeziehen. Dieses wurde durch die am 1. März 2001 in Kraft getretene Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen rechtlich fixiert. Diese so genannte Artikelverordnung umfasst die Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAblV), die Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen (30. BImSchV) und die Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung, Anhang 23: Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen für Siedlungsabfälle. Mit der 30. BImSchV sind die vom Umweltrat bemängelten erheblichen Unterschiede zwischen den emissionsbezogenen Anforderungen einerseits an die mechanisch-biologische, andererseits an die thermische Abfallbehandlung deutlich reduziert worden. Der Umweltrat empfiehlt, darüber hinaus auch für die von der 30. BImSchV bislang nicht erfassten Anlagen der biologischen Abfallbehandlung gleichwertige Emissionsbegrenzungen vorzusehen.

169.* Es ist davon auszugehen, dass es aufgrund der erhöhten technischen Anforderungen künftig im Durchschnitt größere MBA-Anlagen mit höheren Vorbehandlungskapazitäten als bisher geben wird, um die Investitions- und Betriebskosten auf einem möglichst niedrigen Niveau zu halten. Diese Kosten setzen sich zusammen aus den Kosten für die Abfallbehandlung und den Kosten für die anschließende Entsorgung der vorbehandelten Abfälle. Unter die Behandlungskosten fallen die Investitions- und Betriebskosten für die eigentliche mechanisch-biologische Abfallbehandlung und für die Behandlung der auftretenden Emissionen. Bei der Entsorgung der vorbehandelten Abfälle entstehen Kosten für die Deponierung der MBA-Abfälle und möglicherweise für die energetische Verwertung der heizwertreichen Fraktion.

170.* In der Fachwelt werden den Ersatzbrennstoffen aus Siedlungsabfällen unter den zurzeit gegebenen rechtlichen, wirtschaftlichen und umweltpolitischen Randbedingungen schlechtere Zukunftsaussichten eingeräumt als anderen energetisch verwertbaren Abfällen. Die voraussichtlich ungünstigen Annahmebedingungen für die heizwertreiche Restfraktion aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung können am Markt nur durch ökonomische Vorteile für den Abnehmer, das heißt geringe Annahmepreise bzw. Zuzahlung, ausgeglichen werden. Es ist auch denkbar, dass die brennbare MBA-Restfraktion durch die Betreiber industrieller Feuerungsanlagen als Brennstoffsubstitut nicht bzw. nicht dem Aufkommen entsprechend angenommen wird. Dann wäre eine kostenintensive Entsorgung in Müllverbrennungsanlagen oder sogar Lagerung der Ersatzbrennstoffe notwendig.

171.* Die unabsehbare Entwicklung der Entsorgungskosten vor allem für die brennbare Restfraktion hat zur

Folge, dass die Option der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung nicht zu vernachlässigende finanzielle Risiken in sich birgt. Je höher die zusätzlichen Kosten für die Entsorgung des MBA-Outputs sind, desto weniger sind wirtschaftliche Vorteile moderner MBA-Anlagen gegenüber der Vorbehandlungsalternative Müllverbrennung – gemessen an dem derzeitigen durchschnittlichen Preisniveau für eine thermische Abfallbehandlung – erkennbar. Bereits bei Entsorgungskosten für die Restfraktion von mehr als 50 Euro pro Mg Abfallinput werden die wirtschaftlichen Vorteile der MBA im Vergleich zur MVA zweifelhaft. Diese Größenordnung der Entsorgungskosten könnte durch Aufwendungen für die Ablagerung der stabilisierten Feinfraktion auf Deponien mit hohem technischen Standard, die spätestens ab dem Jahr 2005 zu erfolgen hat, und durch zusätzliche Kosten für die energetische Verwertung der hochkalorischen Fraktionen schnell erreicht werden.

Deponietechnik und Nachsorgekonzepte

172.* Die Nachsorge von Deponien wird künftig an Relevanz gewinnen, da aufgrund der verschärften rechtlichen Rahmenbedingungen mittelfristig eine Vielzahl heute noch betriebener, technisch unzureichend ausgestatteter Deponien in die Nachsorgephase eintreten wird. Die dort vornehmlich unvorbehandelt eingelagerten Abfälle verfügen über ein hohes, über lange Zeit wirksames Restemissionspotenzial. Gemäß der Technischen Anleitung Siedlungsabfall bzw. der Abfallablagerungsverordnung ist nach der Verfüllung einer Deponie bzw. eines Deponieabschnittes unabhängig von der Art und Zusammensetzung der eingelagerten Abfälle auf dem Deponiekörper ein Oberflächenabdichtungssystem aufzubringen. Der Umweltrat hält diese Überdeckung für Deponien, in denen ausschließlich Abfälle lagern, die die Zuordnungskriterien der Abfallablagerungsverordnung einhalten, für eine gerechtfertigte und sinnvolle Lösung. Jedoch ist nach Ansicht des Umweltrates für aktive Deponien mit einem entsprechenden Restemissionspotenzial einzelfallspezifisch die Zweckmäßigkeit von Maßnahmen zur passiven und aktiven Emissionsverhinderung bzw. -minimierung zu prüfen. Bei Vorliegen eines hohen Restemissionspotenzials einer Altdeponie kann es je nach gegebenen Randbedingungen sinnvoll sein, eine Kombination derartiger aktiver und passiver Maßnahmen zu wählen – beispielsweise vor Aufbringen einer passiv sichernden Oberflächenabdichtung die Durchführung einer künstlichen biochemischen Stabilisierung des Deponiekörpers als aktive Maßnahme. Mit einer künstlichen Stabilisierung in Form einer Aerobisierung kann ein verbesserter bzw. beschleunigter Abbau organischer Verbindungen und die Vorwegnahme von Setzungen erreicht werden. Dabei würden allerdings anorganische und schwer abbaubare organische Schadstoffe nicht eliminiert, sodass ein Schadstoffpotenzial im Deponiekörper verbliebe. Zur Stabilisierung des Deponiekörpers von gedichteten Deponien kann auch eine gezielte Reinfiltration von Deponiesickerwasser beitragen. Der Umweltrat empfiehlt daher, die TA Siedlungsabfall dahin gehend zu ändern, dass unter näher zu spezifizierenden Voraussetzungen eine Reinfiltration des Sickerwassers zu diesem Zweck zulässig ist.

Thermische Sonderverfahren

173.* Die thermischen Sonderverfahren (neuere Verfahren, die als Alternativen zur herkömmlichen Rostfeuerung in der Abfallentsorgung in Betracht kommen) sind bislang nicht zu technischer Reife gelangt. Ökologische Vorzüge, die auch der Umweltrat früher vermutet hatte, konnten großtechnisch bislang nicht realisiert werden. Die Techniken haben sich außerdem bislang nicht als wirtschaftlich erwiesen. Es ist deshalb davon auszugehen, dass den thermischen Sonderverfahren in näherer Zukunft keine Bedeutung zukommen wird. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die entscheidende Phase der Verfahrensentwicklungen in eine ungünstige Umbruchsituation des Marktes fiel. Dass sich die meisten Anbieter und Nachfrager zurückgezogen haben, gebaute Anlagen „entkernt“ bzw. Entsorgungsverträge gekündigt wurden, ist mindestens unter anderem auf die instabilen und für die kommunale Abfallwirtschaft zunehmend ungünstigen abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen zurückzuführen. Ein abschließendes Urteil über das technische und wirtschaftliche Potenzial der thermischen Sonderverfahren kann daher bis heute nicht gefällt werden. Die bei verfahrenstechnischen Entwicklungen üblicherweise auftretenden technischen und wirtschaftlichen Probleme hätten unter anderem Rahmenbedingungen womöglich gelöst werden können. Es ist insofern nicht auszuschließen, dass nicht die technischen Grundideen, sondern innovationsfeindliche Rahmenbedingungen das Problem darstellen, an dem die Entwicklung der thermischen Sonderverfahren in Deutschland bis auf Weiteres gescheitert ist oder durch das sie zumindest deutlich gebremst wurde. Dies unterstreicht erneut die Notwendigkeit, endlich stabile, kalkulierbare Rahmenbedingungen für eine lebensfähige kommunale Abfallwirtschaft zu schaffen.

4.5 Privatisierung der Abfallentsorgung

174.* Die Aufteilung der Entsorgungsmärkte zwischen den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern und der privaten Entsorgungswirtschaft ist mit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes am 6. Oktober 1996 zur zentralen Ordnungsfrage der Abfallwirtschaftspolitik geworden. In den Umweltgutachten 1998 und 2000 hat sich der Umweltrat für weit gehende Privatisierungen im Bereich der Abfallbeseitigung ausgesprochen und diese Empfehlung damit begründet, dass

– private Anbieter in der Lage seien, Entsorgungsleistungen effizienter und damit kostengünstiger bereitzustellen, und

– nur bei privater Bereitstellung eine knappheitsorientierte Preisbildung über den Markt und damit ein flexibler Ausgleich zwischen Angebot und Nachfrage möglich sei.

Die beiden genannten Vorteile privater Bereitstellung treffen auf „idealen“ Märkten – also unter den Bedingungen vollkommener Konkurrenz – ohne jede Einschränkung zu. Der Markt für Entsorgungsleistungen zeichnet sich jedoch durch eine Reihe von Merkmalen aus, die mit den Voraussetzungen eines „idealen“ Marktes nicht vereinbar sind. Der Umweltrat erachtet es deshalb als erforderlich,

die für eine Privatisierung der Abfallbeseitigung ins Feld geführten Argumente noch einmal näher zu betrachten, um seine bisherigen Positionen weiter zu entwickeln und stärker zu differenzieren.

Vor diesem Hintergrund empfiehlt der Umweltrat, die Diskussion zur Privatisierung der Abfallentsorgung jenseits aller ideologisch geprägten oder von Verteilungsinteressen geleiteten Argumente auf die Zielsetzung ökonomischer Effizienz bei gleichzeitiger Wahrung angemessen hoher Umweltstandards zu fokussieren. Inwiefern der Übergang von öffentlicher zu privater Leistungsbereitstellung in der Entsorgungswirtschaft nennenswerte Effizienzgewinne erwarten lässt, hängt ab von den jeweiligen Marktstrukturen und der herrschenden Wettbewerbsintensität. Dabei ist zu unterscheiden zwischen der Sammlung und dem Transport von Abfällen einerseits und deren Behandlung und Ablagerung andererseits.

175.* In Bezug auf die Logistikleistungen „Sammlung und Transport“ erachtet der Umweltrat eine Privatisierung als zielführend, sofern durch regelmäßig wiederholte Ausschreibungsverfahren sicher gestellt ist, dass ein permanenter „Wettbewerb um den Markt“ erfolgt. Eine Übertragung dieser Vorgehensweise auf die Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung“ hält der Umweltrat demgegenüber für wenig zielführend, denn der Betrieb von Verbrennungsanlagen und Deponien erfordert äußerst langlebige irreversible Investitionen, die keine hinreichend kurzen Vertragslaufzeiten ermöglichen. Findet ein „Wettbewerb um den Markt“ jedoch nur in Zeitabständen von 20 Jahren oder mehr statt, so geht dessen Effizienzwirkung weitgehend verloren. Hinzu kommt, dass die institutionellen und ökonomischen Rahmenbedingungen auf dieser Wertschöpfungsstufe einen starken Anreiz zu Ausschreibungskartellen geben. Die negativen Erfahrungen mit der Ausschreibung öffentlicher Bauleistungen sollten hier ein warnendes Beispiel sein.

Die Problematik langer Vertragslaufzeiten ließe sich allenfalls umgehen, wenn lediglich die Betriebsführungsrechte an den weiterhin in öffentlichem Besitz stehenden Entsorgungsanlagen per Ausschreibungswettbewerb vergeben würden. Hier hätten die Betreiber aufgrund der hohen Fixkostenanteile von bis zu 90 % jedoch auch nur geringe Spielräume für effizienzsteigernde Maßnahmen. Hinzu kommt, dass die erforderliche Integration von Produktions- und Investitionsplanung letztlich auf eine enge Interaktion zwischen Staat und Betreiber hinausläuft, die den Wettbewerbscharakter jedes Ausschreibungsverfahrens unterhöhlt.

176.* Als Alternative zu einem „Wettbewerb um den Markt“ bietet sich die vollständige Liberalisierung an, die sowohl auf institutionelle Marktzutrittschranken als auch auf Anschluss- und Benutzungszwänge verzichtet („Wettbewerb im Markt“). Der Umweltrat ist jedoch der Auffassung, dass diese Vorgehensweise weder ökologisch noch ökonomisch sinnvoll wäre. Aus ökologischer Sicht ist zu bemängeln, dass bei Aufhebung von Anschluss- und Benutzungszwängen umher vagabundierende Abfallströme auf der Suche nach der billigsten Entsorgungsmöglichkeit erhebliche Umweltbelastungen verursachen würden. Hinzu kommt, dass illegale Entsorgungspraktiken tendenziell begünstigt werden, wenn durch Aufhebung von Anschluss- und Benutzungszwängen Kontrollmöglichkeiten über die Abfallströme vermindert werden. Und schließlich ist zu beachten, dass die Anbieter von Entsorgungsleistungen in einem liberalisierten Markt zur Absicherung ihres Kapazitätsrisikos gezwungen sein werden, mit den Abfallerzeugern langfristige „Take-or-Pay“-Verträge zu schließen, die der Zielsetzung der Abfallvermeidung diametral widersprechen.

Aus ökonomischer Sicht gilt, dass eine Liberalisierung zunächst zwar hohen Wettbewerbsdruck verursacht, dieser jedoch kaum in einen ökonomisch wünschenswerten Zustand münden dürfte. Aufgrund der vorliegenden Marktstrukturen wäre zu erwarten, dass ein Prozess ruinöser Konkurrenz einsetzt, an dessen Ende die Herausbildung regionaler Monopole steht, die keinerlei Regulierung unterliegen. Der dann noch im Markt selbst erzeugte Wettbewerbsdruck wäre aus zahlreichen Gründen zu gering (Transportkosten, nur wenige miteinander konkurrierende Unternehmen, Gefahr wettbewerbsbeschränkender Absprachen, langfristig bindende Entsorgungsverträge). Dies gilt in besonders starkem Maße für Abfälle aus privaten Haushalten, in abgeschwächter Form jedoch auch für gewerbliche Abfälle. Ohne hinreichenden Wettbewerbsdruck bestehen nur entsprechend geringe Anreize zu effizienter Produktion, und es wächst die Gefahr einer Ausbeutung der Nachfrageseite durch überhöhte Preise. Die dann erforderlich werdenden Preisregulierungen würden ihrerseits wiederum zusätzliche Anreize zu einer weiteren Steigerung der ohnehin bereits bestehenden Ineffizienzen geben.

177.* Die Möglichkeit flexibler knappheitsorientierter Preisbildung, die stets Angebot und Nachfrage in Übereinstimmung bringt und damit Entsorgungssicherheit garantiert, wird neben Effizienzüberlegungen häufig als zusätzliches Argument für eine private Bereitstellung von Entsorgungskapazitäten angeführt. Die hiermit verbundenen Vorstellungen basieren jedoch auf dem realitätsfernen Idealbild eines perfekten Entsorgungsmarktes, auf dem sich Mengen und Preise jederzeit friktionslos an geänderte Knappheitsbedingungen anpassen können. Die hierfür erforderliche Flexibilität wäre nach Einschätzung des Umweltrates in der Praxis auch bei privater Leistungsbereitstellung nicht gegeben. Auf der Preisseite würde die durch das heutige Gebührenrecht bedingte Inflexibilität bei einer Privatisierung lediglich ersetzt durch die institutionell bedingte Inflexibilität langfristig bindender Vertragsarrangements, auf der Mengenseite würden die heute bestehenden Inflexibilitäten durch eine Privatisierung überhaupt nicht berührt. Damit ist auch unter dem Aspekt der Entsorgungssicherheit festzustellen, dass eine private Bereitstellung bei näherer Betrachtung ebenfalls mit zahlreichen Problemen verbunden wäre und unmittelbare Vorteile gegenüber öffentlicher Bereitstellung nicht zu erkennen sind.

178.* Zusammenfassend kommt der Umweltrat zu dem Ergebnis, dass eine Privatisierung nur für den Bereich der Logistikleistungen „Sammlung und Transport“ zu be-

grüßen wäre. In Bezug auf die Behandlung und Ablagerungen von Abfällen – also den Betrieb von Verbrennungsanlagen und Deponien – wäre dagegen zu befürchten, dass eine Privatisierung bestehende Probleme nicht löst und neue Probleme verursacht. Bevor hier weitere, in ihren Konsequenzen nicht mehr umkehrbare Privatisierungsschritte eingeleitet werden, sollte deshalb sorgfältig geprüft werden, welche Möglichkeiten bestehen, um unter Beibehaltung der öffentlichen Trägerschaft den Zielen effizienter Leistungserstellung und knappheitsorientierter Preisbildung näher zu kommen.

Neben einer Reform des Gebührenrechts, die eine stärker an den tatsächlichen Knappheiten orientierte Preisbildung ermöglicht, erachtet der Umweltrat die Aufhebung kleinräumiger Autarkievorstellungen als wichtigste Maßnahme zur Effizienzsteigerung in der öffentlichen Abfallwirtschaft. Die Entsorgungsgebiete sollten in einer solchen Weise abgegrenzt werden, dass die betreffenden Anlagen unter Berücksichtigung von Umwelteffekten mit optimaler Kapazität ausgelegt werden können. Weitere Möglichkeiten der Effizienzsteigerung sieht der Umweltrat in der Einführung privatrechtlicher Organisationsformen (einschließlich Public-Private-Partnership), die ein höheres Maß an betriebswirtschaftlicher Flexibilität ermöglichen, sowie in der kontinuierlichen Durchführung von Benchmarking-Prozessen, durch die sich nach ersten empirischen Erfahrungen noch erhebliche Spielräume für Effizienzsteigerungen aufdecken lassen.

1 Ethische und konzeptionelle Grundlagen dauerhaft-umweltgerechter Entwicklung

1. Seit der Verabschiedung der Agenda 21 auf der Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro 1992 (s. deutsche Fassung: BMU, 1997a) ist der Nachhaltigkeitsbegriff zu einem zentralen Bestandteil nationalstaatlicher wie auch internationaler Umweltpolitik geworden. Kaum ein anderer Begriff hat im vergangenen Jahrzehnt eine solche Dominanz in der internationalen umweltpolitischen Diskussion erlangt wie der Begriff der Nachhaltigkeit. Der Umweltrat hat sich mehrfach ausführlich mit dem Thema Nachhaltigkeit befasst (SRU, 2000, 1996, 1994; zur deutschen Nachhaltigkeitsdebatte s. auch BRAND und JOCHUM, 2000). Rund zehn Jahre nach der Verabschiedung der Agenda 21 zeigt sich in der Nachhaltigkeitsdiskussion eine problematische Entwicklung. In Deutschland wie auch in anderen Ländern zeichnet sich die Diskussion durch eine konzeptionelle und inhaltliche Konturlosigkeit sowie eine zunehmende Trivialisierung aus (u. a. PETSCHOW, 2000). Sowohl in der wissenschaftlichen als auch in der politischen Debatte wird der Ausdruck „nachhaltige Entwicklung“ inflationär und zunehmend willkürlich verwendet. Dabei sind unterschiedliche Akteure bestrebt, den Begriff gemäß ihren Interessen zu besetzen. Es entsteht der Eindruck, als könnten unterschiedliche, oft auch gegensätzliche politische Ziele unter Rekurs auf diesen Begriff gleichermaßen gut begründet werden. Die Folge ist eine Auflösung der Orientierungsfunktion des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung.

Der Umweltrat hält es angesichts dieser prekären Entwicklung für erforderlich, sich erneut mit den theoretischen, normativen und konzeptionellen Grundfragen einer nachhaltigen bzw. dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung zu befassen. Zielsetzung ist es hierbei, Grundlinien der weit verzweigten wissenschaftlichen Diskussion herauszuarbeiten und einen Vorschlag zur konzeptionellen Neuorientierung zu entwickeln. Dies erfordert eine Auseinandersetzung mit den Konzepten „schwacher“ und „starker“ Nachhaltigkeit („weak“ versus „strong sustainability“) sowie mit vermittelnden Vorschlägen. Die Entscheidung für das eine oder das andere dieser Konzepte hat umweltpolitische Konsequenzen. Aus dem Konzept schwacher Nachhaltigkeit ergibt sich beispielsweise, dass die westlichen Industrieländer insgesamt bereits jetzt auf einem nachhaltigen Pfad sind, während die Entscheidung für das Konzept starker Nachhaltigkeit eine gänzlich andere Einschätzung zur Folge hätte (vgl. SRU, 1994, Tz. 128).

1.1 Grundzüge der Nachhaltigkeitsdebatte

2. Die internationale Gemeinschaft hatte unter dem Dach der Vereinten Nationen 1980 mit der Einsetzung der World Commission on Environment and Development (WCED) einen Kompromiss gesucht, um das Ziel der Armutsbekämpfung in den Ländern des Südens, traditionelle Entwicklungskonzepte („nachholende Industrialisierung“), neuartige ökologische Herausforderungen und den damaligen Systemgegensatz von Marktwirtschaft und Staatssozialismus mitsamt den verbreiteten Ideen „dritter Wege“ unter einen Hut zu bringen (HARBORTH, 1993). Im Ergebnis erwies sich die Formulierung „sustainable development“ als konsensfähig. Als normative Grundvorstellung ergab sich das Ziel einer dauerhaften Erfüllung menschlicher Grundbedürfnisse innerhalb der Tragekapazität der natürlichen Umwelt. Im Vergleich zu konkurrierenden „Ecodevelopment“-Konzepten, wie sie beispielsweise in der Erklärung von Cocoyok von 1974 vertreten wurden (hierzu SACHS, 1999), ergab sich hieraus ein politisch moderater Ansatz. Die Formulierung „sustainable development“ wurde mit „nachhaltige“, „tragfähige“ und „zukunftsfähige Entwicklung“ ins Deutsche übertragen (vgl. BEUERMANN, 2000, S. 90). Der Umweltrat entschied sich für die Formulierung „dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung“ (SRU, 1994, Tz. 6). Mit der terminologischen Festlegung verband der Umweltrat die Hoffnung, dass sich die Nachhaltigkeitsidee als Leitkonzept der Umweltpolitik durchzusetzen vermöge. Die Ausdrücke „nachhaltig“ und „dauerhaft-umweltgerecht“ können somit als Synonyme verwendet werden.

Von Kritikern wurde darauf hingewiesen, dass der von der WCED (1987) gefundene Ausdruck „sustainable development“ nur einen Formelkompromiss darstelle (BRAND und JOCHUM, 2000, S. 22 m. w. N.). Formelkompromisse zeichnen sich dadurch aus, dass substanzielle inhaltliche Dissense durch eine verbale Formel oberflächlich verdeckt und dadurch verschoben werden. Sie müssen daher zu einem anderen Zeitpunkt wieder aufbrechen. Eine fundierte und in sich schlüssige Gesamtkonzeption von Nachhaltigkeit könnte demgegenüber auf mittlere und lange Sicht eine nachhaltige Entwicklung befördern, indem sie den Konsens in Kernfragen festigt, Prioritäten und Zielsetzungen nachvollziehbar macht und die Diskussionen verstärkt auf Fragen der Umsetzung in einzelnen Handlungsfeldern lenkt.

3. Voraussetzung einer zielführenden Debatte zum Thema nachhaltige Entwicklung ist die klare Trennung unterschiedlicher Argumentationsebenen (hierzu BARTMANN, 2001 sowie KLAUER, 1998). Auf der *Ebene der orientierenden Leitvorstellung* („Zukunftsfähigkeit“, „Verantwortung gegenüber zukünftigen Generationen“) ist unkontrovers, dass die Idee der Nachhaltigkeit mit der Existenz von Verpflichtungen gegenüber künftigen Generationen zusammenhängt. Hier ist allerdings zu klären, welches Verständnis von intergenerationeller Gerechtigkeit zugrunde zu legen ist (Tz. 4). Grundlegender Dissens herrscht dabei auf der *konzeptionellen Ebene.* Hier konkurrieren die Grundkonzepte „starker“ und „schwacher“ Nachhaltigkeit (Kapitel 1.3). Je nachdem, ob die

eine oder die andere Konzeption oder eine dritte, vermittelnde Position zugrunde gelegt wird, ergeben sich unterschiedliche *Leitlinien und Regeln* für die einzelnen gesellschaftlichen Handlungsfelder. Dieses Kapitel befasst sich im Wesentlichen mit der *konzeptionellen Ebene* und der *Ebene der orientierenden Leitvorstellung.* Auf die darunter liegenden Ebenen der *konkreten Zielsetzungen,* der *Indikatorenbildung* und des *Monitoring* wird in diesem Kapitel nicht eingegangen.

1.2 Prinzipien inter- und intragenerationeller Gerechtigkeit

4. Auf einer abstrakten Ebene ist die Nachhaltigkeitsidee relativ unkontrovers. Unstreitig ist, dass sich der Nachhaltigkeitsbegriff wesentlich auf moralische Verpflichtungen gegenüber zukünftigen Generationen bezieht. Trotz einiger irritierender Paradoxa („future-individual-paradox", PARFIT, 1983) kann kein begründeter Zweifel daran bestehen, dass Verpflichtungen gegenüber zukünftigen Generationen anzuerkennen sind (PARTRIDGE, 1990). Der Umstand, dass zukünftige Personen Rechte haben werden, ist ausreichend, um heutige Pflichten zu begründen (ausführlich UNNERSTALL, 1999).

Nachhaltigkeit ist ein Ziel, das anzustreben eine kollektive Verpflichtung ist (LERCH, 2001; ACKER-WIDMAIER, 1999). Der Ausdruck „nachhaltige Entwicklung" bezieht sich demnach auf Veränderungen, die sich an der regulativen Idee der Nachhaltigkeit orientieren. Zu einem anschaulichen Leitbild wird Nachhaltigkeit aber erst in Verbindung mit einer bestimmten Konzeption und bestimmten Zielsetzungen.

Eine Ethiktheorie verteilender („distributiver") Gerechtigkeit gehört zum Kern der Nachhaltigkeitsidee. Theorien distributiver Gerechtigkeit thematisieren Fragen der „fairen" Verteilung von knappen Gütern und erschöpfbaren Ressourcen oder „Kapitalien". Unter der Perspektive distributiver Gerechtigkeit zwischen den Generationen muss ein besonderes Augenmerk auf natürliche Ressourcen bzw. auf Naturkapital gelegt werden (ACKER-WIDMAIER, 1999). Es wäre allerdings unhaltbar, moralische Aufmerksamkeit nur zukünftigen Generationen zuzuwenden und dabei heutige Armutsverhältnisse zu ignorieren (HAMPICKE, 1999, S. 175; ATTFIELD, 1999, S. 158). Die Notwendigkeit, auch die gegenwärtige Erfüllung grundlegender menschlicher Bedürfnisse sicherzustellen, ist daher ein ständig mit zu bedenkendes Korrektiv gegenüber einer ökologischen Langzeitorientierung. Die Idee der Nachhaltigkeit im Sinne der bekannten WCED-Definition („Sustainable development is a development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.") umfasst dementsprechend zwei Zielbündel, deren Beziehung mitsamt den möglichen Konfliktpotenzialen nur jeweils konkret ermittelt werden kann. Da das Ziel der Erfüllung der Grundbedürfnisse in den Industrieländern erreicht ist, ist es auf der nationalen Ebene legitim und im Sinne der Idee der Nachhaltigkeit, einen Akzent auf die intergenerationelle Dimension zu legen.

In prozeduraler Hinsicht sind Debatten über intergenerationelle Verpflichtungen insofern problematisch, als die Betroffenen nicht mit eigener Stimme ihre Wünsche, Interessen und Rechtsansprüche geltend machen können. Man kann derartige Debatten so verstehen, dass zukünftige Generationen durch Fürsprecher stellvertretend beteiligt werden (so genannte advokatorische Diskurse, BRUMLIK, 1992). Es ist auch möglich, verschiedene Wahlmöglichkeiten auf der konzeptionellen Ebene, der Ebene der Zielsetzungen usw., in einem Gedankenexperiment daraufhin zu überprüfen, ob sie auf das zwanglose Einverständnis von realen oder fiktiven Vertretern zukünftiger Generationen stoßen könnten. Wer sich auf die Nachhaltigkeitsidee verpflichtet, muss die konzeptionellen Optionen vom moralischen Standpunkt aus beurteilen. Eine regulative ethische Idee anzuerkennen, die ihr zugeordneten Konzeptionen, Regeln, Leitlinien usw. aber gemäß egoistischen Interessen oder politischen Kalkülen wählen zu wollen, wäre selbstwidersprüchlich.

5. Der näheren Bestimmung distributiver Gerechtigkeit kann theoretisch entweder ein egalitärer oder ein nicht egalitärer Standard zugrunde gelegt werden (vgl., jedoch mit abweichender Terminologie, KREBS, 2000). Ein egalitärer Standard verpflichtet uns, zukünftige Generationen insgesamt und im Durchschnitt nicht schlechter als uns selbst zu stellen. Ein nicht egalitärer hingegen verpflichtet die Gegenwärtigen nur dazu, zukünftigen Generationen Mindestbedingungen eines menschenwürdigen Lebens zu hinterlassen. Dies erlaubt das heutige Verprassen von Ressourcen auf Kosten zukünftiger Generationen, sofern der Mindeststandard nicht unterschritten bzw. nicht riskiert wird. Angesichts der für unser Rechts- und Moralverständnis grundlegenden Annahme, dass die Interessen aller Menschen grundsätzlich gleichermaßen zu berücksichtigen sind (LADWIG, 2000), ist nicht erkennbar, wie sich ein solches minimalistisches Verständnis intergenerationeller Gerechtigkeit rechtfertigen ließe. Der Umweltrat legt seinen weiteren Überlegungen einen egalitären Standard zugrunde.

Aus dem egalitären Standard ergibt sich, dass Produktionsweisen und Lebensstile, die sich aus ökologischen Gründen nicht verallgemeinern lassen, ohne die Ressourcenbasis zukünftiger Generationen zu gefährden, einer kritischen Revision bedürfen (vgl. BRAND und JOCHUM, 2000).

1.3 Konzeptionen nachhaltiger Entwicklung

6. Ob wir den im Grundgedanken der Nachhaltigkeit enthaltenen Verpflichtungen gegenüber zukünftigen Generationen nachkommen, hängt von unseren (privaten und kollektiven) Hinterlassenschaften ab. Der Begriff der gerechten kollektiven Hinterlassenschaft („fair bequest package") ist daher zu einem Schlüsselbegriff der Nachhaltigkeitsdebatte auf der konzeptionellen Ebene geworden. In der Frage nach der Struktur einer intergenerationell gerechten Hinterlassenschaft stehen sich zwei miteinander konkurrierende Konzepte gegenüber: die Konzepte der schwachen und starken Nachhaltigkeit (NEUMAYER, 1999; ATKINSON et al., 1997).

Beide Konzepte unterscheiden sich in erster Linie in ihren Annahmen über die Möglichkeit und Zulässigkeit einer Substitution unterschiedlicher Kapitalbestände (Tz. 9). Dabei werden zumeist die folgenden Formen von Kapital unterschieden: 1. Sachkapital, 2. Naturkapital (vgl. ausführlich Tz. 21 f.), 3. „Kultiviertes Naturkapital“ (z. B. Viehherden, Lachsfarmen, Forste, Obstplantagen; GOODLAND und DALY, 1995), 4. Sozialkapital (moralisches Orientierungswissen, Institutionen), 5. Humankapital (Bildung, Fähigkeiten) sowie 6. gespeichertes und abrufbares Wissenskapital.

Außer in der zentralen Frage nach der wechselseitigen Substituierbarkeit verschiedener Kapitalbestände unterscheiden sich die beiden Konzepte im Hinblick auf die Beziehung zwischen Nutzen und Konsum (Tz. 8), den Umgang mit dem Problem des Diskontierens (Tz. 13 ff.), die Möglichkeiten einer Entschädigung (Kompensation) für Umweltschäden, die Aussagekraft der so genannten Environmental-Kuznets-Kurve (Tz. 17) und die Rolle des technologischen Fortschritts.

1.3.1 Das Konzept schwacher Nachhaltigkeit

7. Im Konzept der schwachen Nachhaltigkeit setzt sich das intergenerationelle Vermächtnis aus einem konstanten Gesamtbestand an Kapitalien zusammen. Dabei ist es nach diesem Konzept zulässig, Naturkapital zu verbrauchen und in Sachkapital oder in Wissen zu transformieren, so lange dadurch der Gesamtbestand an Nutzen stiftendem Kapital und damit die menschliche Wohlfahrt anwächst oder zumindest über die Zeit gleich bleibt. Der durchschnittliche Nutzen (Wohlfahrtsniveau) zukünftiger Personen soll somit mindestens dem heutigen Durchschnittsnutzen entsprechen und auf diesem Niveau erhalten werden. Nachhaltigkeit bedeutet „non-declining utility of a representative member of society for millenia into the future“ (PEZZEY, 1992; vgl. auch ATKINSON et al., 1997, S. 3). Für Vertreter des Konzepts schwacher Nachhaltigkeit ist es entsprechend der neoklassischen Nutzentheorie unerheblich, wodurch Nutzen gestiftet wird; Naturgenuss ist eine von vielen Möglichkeiten Nutzen zu erzielen. Dies verbindet die Konzeption schwacher Nachhaltigkeit mit der neoklassischen Wirtschaftstheorie. Aufgrund seiner Anschlussfähigkeit findet dieses Konzept insbesondere in den Wirtschaftswissenschaften Resonanz (s. für diesen Zusammenhang CHICHILNISKY, 1997, S. 467; FAUCHEUX et al., 1996; EL SERAFY, 1996, S. 76). So vertritt etwa der Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (SRW) trotz einiger Vorbehalte dieses Konzept schwacher Nachhaltigkeit (HÜTHER, 1999; ähnlich auch HÜTHER und WIGGERING, 1999, S. 92 mit Verweis auf SRW, 1996, Tz. 244). Nachhaltigkeit ist für den SRW immer dann gegeben, wenn die Sparquote größer ist als die gemeinsame Wertminderung von Naturkapital und Sachkapital. Dies erlaubt es, weiterhin Naturkapital zu verbrauchen, wenn die Investitionen in Sachkapital hoch genug sind. Im Prinzip kann jeder Verlust von Naturkapital durch eine Erhöhung von Sachkapital wettgemacht werden. Die Abschreibungen von Sachkapital und die Zerstörung von Naturkapital werden hierbei unter den Oberbegriff „Wertminderung“ subsumiert.

Konstitutive Elemente des Konzepts schwacher Nachhaltigkeit

8. Von Bedeutung für die weitere Diskussion ist, dass für das Konzept schwacher Nachhaltigkeit ein plausibler Nutzenbegriff zugrunde gelegt werden kann. Begrifflich kann Nutzen im Sinne des ethischen Utilitarismus als Freude oder als Lust bzw. als Befriedigung von Präferenzen, als Funktion von Konsum oder im Hinblick auf Wahlfreiheit (WEIKARD, 1999) gefasst werden. Stellt man sich Nutzen als Funktion von Konsum vor, so wird der Konsumbegriff in einem weiten Sinne als „Genuss von etwas“ verstanden. In diesem Sinn kann vom Konsum eines Sonnenunterganges oder vom Konsum klaren Quellwassers gesprochen werden. Für die Zwecke ökonomischer Berechnung ist es allerdings vorteilhaft, den Konsumbegriff auf den Kauf von Gütern und Dienstleistungen einzuschränken, die über Märkte gehandelt werden und mit Preisen als Signale für relative Knappheit versehen sind. Daher wird „unter der Hand“ Konsum oft mit dem Konsum materieller Güter gleichgesetzt. Durch diese begriffliche Verengung verwandelt man Menschen, die nach Glück streben, in rationale „Haushalte“ oder „Wirtschaftssubjekte“, die mit einem begrenzten Budget ein für sie optimales Güterbündel erwirtschaften wollen. Einkommen wird als „Konsumsumme“ definiert usw. Diese Verengung ist für das Konzept schwacher Nachhaltigkeit zwar nicht konstitutiv, taucht in den Schriften seiner Vertreter jedoch faktisch häufig auf (so etwa bei ATKINSON et al., 1997, S. 4; PEZZEY, 1997, S. 449).

1.3.1.1 Kritik des Konzepts schwacher Nachhaltigkeit

Bedeutung des technischen Fortschritts

9. Für das Konzept schwacher Nachhaltigkeit ist die Annahme konstitutiv, dass Naturkapital durch andere Kapitalformen ersetzbar und diese Ersetzung (Substitution) mit Grundsätzen intergenerationeller Gerechtigkeit vereinbar ist. Eine zentrale Annahme von Befürwortern schwacher Nachhaltigkeit im Hinblick auf die Frage der Substituierbarkeit nicht erneuerbarer Ressourcen (Rohstoffe, Energieträger) besteht darin, dass in den meisten Fällen der technologische Fortschritt eine Substitution ermögliche (SOLOW, 1974; BECKERMAN, 1995; MYERS und SIMON, 1994). Im Modell stellt sich dies etwa so dar: Die Verknappung einer Ressource führt zu steigenden Preisen. Diese lösen einen Suchprozess aus, der in Verbindung mit neuen technologischen Optionen zu einem adäquaten Substitut führt, das an einem bestimmten Punkt die Marktfähigkeit erreicht und sich dann durchsetzt. In den ersten Modellen des Club of Rome (MEADOWS et al., 1972) wurden Substitutionsprozesse im Bereich der metallischen Rohstoffe weit unterschätzt. Diese Modellannahmen des Club of Rome sind daher überholt. Die Befürchtungen einer drohenden Rohstoffknappheit haben ständig an Bedeutung verloren. In der neueren Wachstumstheorie spielen vor allem Fragen des Wissens- und des Humankapitals eine Rolle. Daher sehen sich Ökonomen in ihrer Kritik am Club of Rome bestätigt. Der Übergang von der Industrie- zu einer Dienstleistungs-

und Wissensgesellschaft könnte in optimistischer Sicht zu einem Mindereinsatz natürlicher Ressourcen führen (BRETSCHGER, 1996, S. 209).

Unter der Prämisse völliger Substituierbarkeit kann der Grenzfall einer Welt anvisiert werden, in der die Natur verloren ist, dieser Verlust aber hingenommen werden kann, weil Kapital, Technologien, Infrastrukturen usw. größeren Nutzen stiften (SOLOW, 1974). Die Vorhersage von Substitutionsmöglichkeiten stützt sich im Konzept der schwachen Nachhaltigkeit im Wesentlichen auf die Annahme, dass technologische Entwicklungen Substitutionspotenziale erschließen werden, die heute noch nicht bestehen. Dabei wird angenommen, dass der technische Fortschritt im Prinzip unbegrenzt anhält. Hoffnungen auf eine „Dematerialisierung“ ökonomischer Austauschprozesse sind allerdings bisher fast immer enttäuscht worden. Einer Entkopplung von wirtschaftlichem Wachstum und Ressourcenverbrauch ist in der Regel eine teilweise Wiederankopplung gefolgt („Relinking“, vgl. BINDER et al., 2001).

Eine gründliche Auseinandersetzung mit den Schriften von Solow und Stiglitz zeigt, dass an den für die Begründung der Substitutionsprämisse entscheidenden Stellen begriffliche Inkonsistenzen vorliegen (HELD und NUTZINGER, 2001). Häufig wurde Naturkapital einfach mit nicht erneuerbaren Ressourcen identifiziert. Diese Gleichsetzung von „non-reproductible resources“, „exhaustible resources“ und „natural resources“ mit Naturkapital ist die begriffliche Grundlage der für das Konzept schwacher Nachhaltigkeit konstitutiven Annahme weit gehender Substitutionsmöglichkeiten; sie stellt eine unzulässige Verengung dar.

Substitutionselastizität und Kompensation

10. Die Bedingungen einer vollständigen Substitution von Naturkapital durch Sachkapital werden in der ökonomischen Literatur in der Regel in Modellen mit unbegrenztem Zeithorizont und ohne technischen Fortschritt untersucht (vgl. z. B. DASGUPTA und HEAL, 1979, S. 199 ff.). Die entscheidende Größe ist dabei die Substitutionselastizität in der unterstellten gesamtwirtschaftlichen Produktionsfunktion. Sie gibt das Ausmaß der Austauschbarkeit zwischen den Kapitaltypen wider. Je höher der Wert der Substitutionselastizität ist, umso leichter kann Naturkapital durch Sachkapital ersetzt werden (näher ACKER-WIDMAIER, 1999, S. 96; KLEPPER, 1999, S. 302 ff.).

Empirische Studien deuten auf unterschiedliche Substitutionselastizitäten hin (Belege bei NEUMAYER, 1999 und KLEPPER, 1999). Allerdings sind diese Studien aufgrund verschiedener methodischer Probleme nur eingeschränkt miteinander vergleichbar (vgl. NEUMAYER, 1999, S. 64 f.). Nach den vorliegenden Ergebnissen kann keine vollständige Substituierbarkeit von Naturkapital durch Sachkapital unterstellt werden. Selbst bei Berücksichtigung des technischen Fortschritts müssen nicht erneuerbare Ressourcen langfristig mithilfe neuer Technologien durch andere natürliche Ressourcen ersetzt werden (KLEPPER, 1999, S. 315).

Gegen die uneingeschränkte Substituierbarkeit von Natur spricht die Multifunktionalität vieler ökologischer Systeme. Eine wirkliche Substitution müsste nämlich für jede einzelne ökologische Funktion ein Substitut bereitstellen (HARTE, 1995). Die Substitute dürften außerdem nicht mit neuen Risiken behaftet sein, die das zu Substituierende nicht aufweist. Der Nachweis einer solchen vollständigen und problemlosen Ersetzbarkeit ist bisher nicht erbracht worden und wird auch kaum zu erbringen sein. Eine technisch mögliche Substitution kann außerdem in vielen Fällen unwirtschaftlich sein. So wäre es denkbar, Regenwasser künftig in Kläranlagen zu reinigen, Trinkwasser durch Meerwasserentsalzungsanlagen zu produzieren, im so genannten bodenlosen Anbau Nahrungsmittel in Nährstoffkulturen herzustellen oder die Ozonschicht durch neuartige Sonnencremes zu substituieren. Die Wirtschaftlichkeit dieser Substitute ist jedoch höchst fraglich (HELD, NUTZINGER, 2001).

11. Besondere Relevanz erhielt die Frage nach der Substituierbarkeit von Naturkapital in der Diskussion um den drohenden Klimawandel. In vielen ökonomischen Veröffentlichungen wird davon ausgegangen, dass zukünftige „Verlierer“ des Klimawandels angemessen entschädigt werden können. Der Verlust an Naturkapital soll demnach durch die verbesserte Produktion von Konsumgütern und Dienstleistungen einschließlich kultureller Angebote (Kunst, Bildung usw.) kompensiert werden können (NEUMAYER, 1999, S. 73 ff.). Dies sei billiger, als den möglichen Klimawandel heute mit hohen Kosten zu vermeiden. Eine Adaptions- und Kompensationsstrategie sei daher „rationaler“ als eine teure Präventionspolitik. Das Kompensationsargument wird hierbei auf intergenerationelle Fragestellungen erweitert. Kompensationsstrategien müssen jedoch mit dem ökonomischen Grundsatz der Konsumentensouveränität vereinbar sein. Dies bedeutet, dass sich die betroffenen Personen mit der bereitgestellten Kompensation aufgrund ihrer Präferenzen einverstanden erklären müssen. Da viele Präferenzen zukünftiger Generationen unbekannt sind, ist es ungewiss, ob und inwieweit sie in Kompensationsangebote einwilligen würden. Unterstellt man Präferenzen, die den unsrigen ähneln, kann ein Einverständnis mit weit gehender oder vollständiger Ersetzung von Naturkapital durch andere Kapitalformen nicht vorausgesetzt werden. Im Konzept schwacher Nachhaltigkeit wird gelegentlich angenommen, dass sich die zukünftigen Präferenzen sukzessive einer Welt anpassen werden, in der Natur weit gehend durch Sachkapital ersetzt wurde. An diesem Punkt lässt aber das Konzept starker Nachhaltigkeit mehr Optionen offen und ist daher unter dem Gesichtspunkt der Wahlfreiheit für zukünftige Generationen (hierzu WEIKARD, 1999) vorzuziehen.

12. Auch in anderen Zusammenhängen spielt das Kompensationsargument eine Rolle. In klassischer ökonomischer Auslegung sollen Projekte nur durchgeführt werden, wenn sie Pareto-effizient sind. Dies bedeutet, dass nach Durchführung der Maßnahme niemand schlechter gestellt sein darf als vorher. Dieses Kriterium der Pareto-Effizienz gilt auch für öffentliche Projekte mit langfristigen Umweltauswirkungen (Verkehrsstraßen, Flughäfen,

Staudämme usw.). Es sind nun kaum größere öffentliche Projekte vorstellbar, bei deren Realisierung keine Individuen negativ betroffen sind. Bei einer strengen Auslegung von Pareto-Effizienz dürfte keines dieser Projekte durchgeführt werden. Um diese Konsequenz zu vermeiden orientiert sich die Nutzen-Kosten-Analyse an dem so genannten Kaldor-Hicks-Kriterium. Nach diesem Kriterium sollte ein Projekt bereits dann durchgeführt werden, wenn die Gewinner theoretisch in der Lage wären, die Verlierer angemessen zu entschädigen, sodass diese nicht schlechter gestellt sind. Da eine solche Kompensation in der praktischen Durchführung jedoch zumeist unterbleibt, kann nach dem Kaldor-Hicks-Kriterium auch solchen Projekten zugestimmt werden, die erhebliche verteilungspolitische Probleme aufwerfen. Diese „Blindheit" gegenüber Verteilungsaspekten kann *unter dem Gesichtspunkt der Verteilungsgerechtigkeit* jedoch nur dann vernachlässigt werden, wenn (a) die zu beurteilenden Projekte für sich betrachtet jeweils nur eine geringfügige Auswirkung für die betroffenen Individuen haben und (b) keine Gruppe von Individuen bei den einzelnen Projektentscheidungen systematisch bevorzugt oder benachteiligt wird, sodass sich individuelle Vor- und Nachteile auf lange Sicht gesehen zumindest tendenziell ausgleichen können (MICHAELIS, 1996, S. 52 f.). Diese beiden Voraussetzungen sind bei Projekten mit langfristigen Umweltauswirkungen häufig nicht gegeben. Gravierendstes Beispiel hierfür sind anthropogene Klimaveränderungen, die für einzelne Gruppen von Individuen zu Schäden existenziellen Ausmaßes führen können. In solchen Fällen widerspricht das Kaldor-Hicks-Kriterium elementaren Vorstellungen von Fairness und ist damit abzulehnen. Hier ergibt sich nur bei tatsächlich auch durchgeführter Kompensation ein Argument für schwache Nachhaltigkeit.

Diskontierung zukünftiger Ereignisse

13. Eine entscheidende Rolle im Hinblick auf intergenerationelle Gerechtigkeit im Rahmen der Nachhaltigkeitsidee spielt die Diskontierung zukünftiger Ereignisse. „Nach dem Gesetz der Gegenwartspräferenz wird ein Güterbündel heute einem Güterbündel in der Zukunft vorgezogen. Folglich muss der Nutzen zukünftiger Generationen ‚abdiskontiert' werden" (SIEBERT, 1978, S. 150). Diskontierung bedeutet, dass zukünftige Ereignisse (Nutzen, Güter) geringer bewertet werden als gegenwärtige. Das so definierte Verfahren der Diskontierung wird in der Ökonomie angewandt, um Kosten und Nutzen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, miteinander monetär vergleichbar zu machen. Unter der Zielsetzung, den Gegenwartswert zu maximieren, werden alle Zahlenwerte auf den Zeitpunkt Null (heute) bezogen. Die Maximierung des Gegenwartswertes gilt als „optimal". „The optimal policy (...) is the one that produces the maximum present value of net benefits. (...) A policy with a higher present value of net benefits should be preferred to a policy with a lower net present value" (LIND und SCHULER, 1998, S. 59). Die Diskontierung künftigen Nutzens hat zur Folge, dass die fernere Zukunft nahezu vollständig an Bedeutung für die Gegenwart verliert. Selbst große Umweltkatastrophen (Ausfall des Golfstromes, steigender Meeresspiegel, Abholzen aller Regenwälder, Ausrottung vieler Arten usw.) sind *in dieser Perspektive* aus heutiger Sicht nahezu belanglos, wenn sie erst in ferner Zukunft auftreten. Zwischen einer bestimmten Nachhaltigkeitskonzeption und einer bestimmten Auffassung zum Diskontierungsproblem besteht kein notwendiger Zusammenhang. Auch ein Vertreter starker Nachhaltigkeit muss die Diskontierung nicht grundsätzlich ablehnen. Vertreter der schwachen Nachhaltigkeitskonzeption neigen allerdings dazu, die Diskontierung in ihrer Standardform (monotone Diskontierung mit einer Diskontrate, die sich an langfristigen Kapitalmarktzinsen orientiert) schematisch auf natürliche Ressourcen anzuwenden. Diese schematische Anwendung erscheint aus der Perspektive starker Nachhaltigkeit unangemessen.

Aufgrund ihrer Konsequenzen hat die Technik des Diskontierens eine Reihe von Einwänden hervorgerufen (HAMPICKE, 1992, 1991) und eine kontroverse Diskussion darüber ausgelöst, was diskontiert wird bzw. werden soll („discounting what?"), mit welchen Argumenten die Diskontierung begründet wird („discounting why?") und wie sie im Einzelnen vorzunehmen ist („discounting how?") (vgl. hierzu die Beiträge in HAMPICKE und OTT, 2002).

14. Die Berechtigung, zukünftige Kosten und Nutzen zu diskontieren („discounting why?"), beruht im Wesentlichen auf folgenden Begründungen (PRICE, 1993; HAMPICKE, 1992; PARFIT, 1983):

– Individuen besitzen eine Zeitpräferenzrate, d. h. sie neigen dazu Konsum vorzuverlegen. Ausdruck dieser Neigung ist die Bereitschaft, Zinsen für Kredite zu zahlen, die einen vorgezogenen Konsum ermöglichen. Die Geringerbewertung künftigen Nutzens entspricht also der menschlichen Präferenzstruktur.

– Durch anhaltendes Wirtschaftswachstum wird es zukünftigen Generationen besser gehen, sodass aus Gründen intergenerationeller Gerechtigkeit abdiskontiert werden darf oder sogar muss.

– Es besteht Unsicherheit über zukünftige Entwicklungen sowie über die Präferenzen zukünftiger Generationen.

Das erste Argument beruht auf der Annahme, dass Individuen ungeduldig und kurzsichtig („myopisch") sind. Sie möchten Konsumwünsche frühzeitig realisieren. Aus der Tatsache, dass Individuen eine Präferenz für gegenwärtigen gegenüber künftigem Nutzen haben, lässt sich eine normative Rechtfertigung des Diskontierens langfristiger Umweltkonsequenzen allerdings nicht ableiten. Dass Individuen in eigenen Angelegenheiten myopisch sind und sein dürfen, rechtfertigt keine Myopie zulasten Dritter, seien dies Einzelpersonen oder ganze zukünftige Generationen (BIRNBACHER, 1988). Dennoch wird das myopische Präferenzmuster in vielen ökonomischen Modellen auf die gesamte Gesellschaft übertragen. Hierzu wird ein einsames unsterbliches Individuum konstruiert, das die Generationenfolge „repräsentiert".

Eine ethische Rechtfertigung für das Diskontieren zulasten künftiger Generationen kann diese unrealistische Hilfskonstruktion nicht liefern.

Das zweite Argument zugunsten der Diskontierung künftigen Nutzens geht davon aus, dass durch wirtschaftliches Wachstum und technischen Fortschritt in der Zukunft viele Dinge (Güter, Ressourcen, etc.) weniger knapp und viele Probleme aufgrund besserer Technologien leichter lösbar sein werden. Diese Annahmen rechtfertigen das Diskontieren auch vom moralischen Standpunkt. Das Argument ist aber nur dann triftig, wenn die optimistischen Prognosen zukünftig abnehmender Knappheit und wachsender Problemlösungskapazitäten begründet sind (HAMPICKE, 2002). Wenn angenommen wird, dass in der Zukunft bestimmte Dinge knapper und viele Probleme schwieriger lösbar sein werden als in der Gegenwart, so entfällt diese Rechtfertigung. Die weitere Zerstörung großer Naturräume führt nach allgemeinem Dafürhalten der Fachleute in der Zukunft zu einer deutlichen Verknappung Nutzen stiftender Naturgüter (PRICE, 1993, S. 255 ff.; JAKOBS, 1995, S. 58 f.). Es könnte angesichts dessen der Fall sein, dass die zukünftige Wertschätzung von Natur höher ist als die gegenwärtige (KRUTILLA und FISHER, 1975). Güter, die in Zukunft knapper als heute sein werden, müssten daher unter Prinzipien intergenerationeller Gerechtigkeit mit einer negativen Diskontrate versehen werden (HOWARTH und NORGAARD, 1993). Dies betrifft in erster Linie Naturkapital. In jedem Falle führt diese Argumentationslinie zu einer differenzierten Betrachtung, da die Diskontrate in Abhängigkeit von Prognosen über zukünftige Knappheiten gesetzt wird.

Die dritte Begründung bezieht sich auf die Ungewissheit zukünftiger Entwicklungen einschließlich der Präferenzentwicklung kommender Generationen (HOTELLING, 1931). Es ist unstrittig, dass über die Konsequenzen unseres Tuns für die nachfolgenden Generationen – wie auch über deren künftige Möglichkeiten, mit den hinterlassenen Problemen fertig zu werden – Ungewissheit bestehen kann. Dies rechtfertigt jedoch keine weit gehende oder gar volle Risikoabwälzung auf spätere Generationen. Genau dies bewirkt eine Diskontierungspraxis aber für die entfernteren Generationen (zum Umgang mit Unsicherheiten hinsichtlich der Präferenzentwicklung siehe bereits oben Tz. 4).

15. Die Höhe der Diskontrate orientiert sich in der Praxis von tatsächlich durchgeführten Kosten-Nutzen-Analysen an den langfristigen Kapitalmarktzinsen („discounting how?“). Als Begründung wird angeführt, dass öffentliche Investitionsvorhaben die gleiche Rendite erreichen müssen, wie sie für andere Projekte realisierbar ist. Auch Projekte im Bereich des Naturschutzes müssten diese Rendite erbringen, da es andernfalls „optimal“ wäre, das Kapital anderen Verwendungsarten zuzuführen. Hierbei werden naturschutzpolitische Maßnahmen als „normale“ Investitionsentscheidungen konzipiert. Diese Diskontrate ist aus der Sicht des Umweltrates nicht zu rechtfertigen. Setzt man, da heutige Myopie die Minderschätzung zukünftiger Wohlfahrt anderer Personen nicht rechtfertigen kann (FANKHAUSER, 1995, S. 120), und künftige Verbesserungen der Problemlösungsfähigkeit nur begrenzt unterstellt werden dürfen, die Zeitpräferenzrate aus ethischen Gründen gleich Null oder jedenfalls sehr niedrig an, so entspricht die zulässige Diskontrate dem Wachstum des Bruttosozialprodukts. Durchschnittlich liegen die Wachstumsraten in den Industrieländern in den letzten Jahrzehnten bei etwa 1 % bis 2 %. Folglich würde sich eine Diskontrate in dieser Höhe bzw. in der Nähe dieses Satzes ergeben. Sofern nur diskontiert werden darf, was in der Zukunft reichlicher als gegenwärtig vorhanden sein dürfte (PRICE, 2002), so müsste im Falle der Verknappung von Naturkapital (z. B. immer geringere Naturschutzflächen) sogar mit einer negativen Diskontrate diskontiert werden. Ein Einwand gegen die demnach erforderliche Senkung der Diskontrate bedeutet, dass als Folge sehr viele Projekte – beispielsweise Straßenbauvorhaben – rentabel wären, die es heute nicht sind. Dies würde auf einen sogar noch weiter erhöhten Ressourcenverbrauch hinauslaufen („Conservationist’s Dilemma“). Dieser Einwand trifft jedoch nur zu, wenn die Diskontraten sowohl in Bezug auf Naturnutzen als auch in Bezug auf den Nutzen von Investitionen in Sachkapital gleichermaßen gesenkt werden. Hier können im Hinblick auf die unterschiedlichen Substitutionselastizitäten aber differenzierte Diskontraten angebracht sein.

In der internationalen Debatte setzt sich zunehmend die Forderung nach einer differenzierten Anwendung der Diskontierung durch (HEAL, 1998, m. w. N., ähnlich Weitzman, 1998). Danach würde beispielsweise in der Frage der Bewertung monetärer Auswirkungen von langfristigen Klimaveränderungen eine an der realen Wachstumsrate orientierte Diskontrate für einen Horizont von mehr als 30 Jahren zugrunde gelegt werden müssen (BAYER, 2000; siehe auch DÖRING, GRONEMANN, 2001). Dies entspricht ebenfalls der oben getroffenen Feststellung, dass Myopie in Bezug auf eigenen, nicht aber in Bezug auf fremden künftigen Nutzen und daher in Bezug auf die nahe, eigene, nicht aber in Bezug auf die fernere Zukunft zulässig ist.

16. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Diskontierung aufgrund einer Minderschätzung des Schicksals zukünftig lebender Menschen nicht zu rechtfertigen ist. Im Hinblick auf kürzere Zeiträume müssen Diskontraten in Abhängigkeit von den Substitutionselastizitäten differenziert festgelegt werden. Rechtfertigungsfähig sind Diskontierungen in Bezug auf den Nutzen künftiger Generationen vornehmlich in den Fällen, bei denen der begründete Anlass zu der Vermutung besteht, dass diese über verbesserte Problemlösungsmöglichkeiten verfügen werden.

„Environmental-Kuznets-Curve“

17. Eine wichtige Annahme für das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit ist, dass die Entwicklung im Umweltbereich gemäß der so genannten *Environmental-Kuznets-Curve* (EKC) verlaufe.

Danach wachsen Umweltbelastungen mit steigendem Bruttosozialprodukt zunächst an, bei weiterer Steigerung des Bruttosozialprodukts tritt jedoch eine Trendwende

ein. Diese Wende ergibt sich durch verschärfte Umweltprobleme, verbesserte Problemwahrnehmung, erhöhte Nachfrage nach Problemlösungen sowie eine gesteigerte politische und technologische Handlungsfähigkeit. Durch die in einigen Fallbeispielen nachweisliche Trendumkehr gehen bestimmte Umweltbelastungen ab einem gewissen Wohlstandsniveau trotz weiteren wirtschaftlichen Wachstums kontinuierlich zurück. Das Musterbeispiel hierfür sind die SO_2-Emissionen der Industriestaaten. Am Endpunkt der EKC herrscht demnach gesteigerter materieller Wohlstand bei guten Umweltbedingungen. Unterstellt wird dabei die generelle Reversibilität von Umweltbelastungen und -schäden. Daraus wird gelegentlich gefolgert, dass ein beschleunigtes Wirtschaftswachstum für die sich entwickelnden Länder der beste Weg sei, ihre Umweltprobleme zu lösen. Aus der Sicht des Umweltrates sind derartige umweltpolitische Schlussfolgerungen allerdings höchst fragwürdig, da dies auf weit reichenden Annahmen beruht.

Die EKC ist eine Verallgemeinerung des in Bezug auf einige Umweltparameter beobachteten Verlaufs. Tatsächlich sind die Verlaufsbeobachtungen, die der Kurve zugrunde liegen, aber nicht verallgemeinerbar. So trifft die EKC zwar auf die Qualität der Fließgewässer und auf die Luftqualität zu, bislang aber beispielsweise nicht auf diejenigen Umweltmedien, in denen nicht oder schwer abbaubare Stoffe akkumulieren, auf den Flächenverbrauch, die Abfallmenge, CO_2-Emissionen und die Biodiversität. Geht man davon aus, dass der Zenit der EKC mit einem Pro-Kopf-Einkommen von ca. 5 000 Dollar korreliert (Studien gehen von einem Intervall zwischen 3 000 Dollar und 10 000 Dollar aus), müssen so genannte Albtraum-Szenarien einkalkuliert werden, in denen Gesellschaften in Gipfelnähe der EKC, also auf dem Zenit der Umweltzerstörung, gleichsam „hängen bleiben“, sofern sie diese Einkommenshöhe knapp verfehlen (NEUMAYER, 1999, S. 85 ff.). Zudem müssten viele Länder erst noch durch eine Epoche steigender Umweltverschmutzung hindurch. Auch ist möglich, dass Schäden irreversibel sind (Grundwasserverschmutzung, Desertifikation, Artenschwund usw.). Hinzu kommt, dass die Reduktion einzelner Schadstoffe auf nationaler Ebene nicht ausschließt, dass die globalen Emissionen weiter steigen (BARBIER, 1997). In der neueren Literatur überwiegen die Plädoyers für einen differenzierten und vorsichtigen Gebrauch der EKC (COLE, 1999). Neuere Untersuchungen betonen die Rolle, die eine kritische Öffentlichkeit sowie aktive staatliche Umweltpolitik bei dieser möglichen Trendwende sowie bei dem Kurvenverlauf spielen (NEUMAYER, 1999, S. 85 mit weiteren Literaturangaben). Eine Laissez-faire-Politik im Vertrauen auf selbstregulative Problemlösung gemäß der EKC ist nach alledem unangebracht. Vielmehr liegen gute Gründe vor, die internationale Umweltpolitik und die künftige Entwicklungszusammenarbeit unter der Zielsetzung zu betreiben, mit politischen Mitteln einen anderen Verlaufspfad einzuleiten (ATKINSON et al., 1997).

Messmodelle schwacher Nachhaltigkeit

18. Schwache Nachhaltigkeit ist immer dann erreicht, „wenn die Investitionsquote einer Volkswirtschaft groß genug ist, um den wertmäßigen Verbrauch an Umweltressourcen gerade zu kompensieren“ (KLEPPER, 1999, S. 314). Die Messmodelle schwacher Nachhaltigkeit beziehen sich daher auf Investitions- bzw. Sparquoten. In mehreren von der Weltbank in Auftrag gegebenen Studien wurde das Messmodell des „echten“ Sparens („Genuine Savings“) zugrunde gelegt (ATKINSON et al., 1997). Nach diesem Modell wirtschaften die Gesellschaften nachhaltig, wenn sie dauerhaft negative Sparraten vermeiden. Spezialmodelle innerhalb dieses Ansatzes betreffen die Investitionsraten zur Ersetzung von nicht erneuerbaren durch erneuerbare Ressourcen (Hartwick-Regel). Die Hartwick-Regel fordert, dass die Erträge aus dem Verbrauch von Naturkapital vollständig in Sachkapital reinvestiert werden. Allerdings ignoriert die Hartwick-Regel Abschreibungen des Sachkapitals, das jedoch regelmäßig mit dem Einsatz von natürlichen Ressourcen erneuert werden muss (u. a. CAIRNS und YANG, 2000). Nach Studien, an denen die Weltbank maßgeblich beteiligt war (ATKINSON et al., 1997), befinden sich die meisten Staaten der Welt auf einem nachhaltigen Entwicklungspfad mit positiven Sparraten. Nicht nachhaltig wirtschaften laut Weltbank vor allem die Länder Afrikas südlich der Sahara, Länder Zentralasiens sowie einige Länder Lateinamerikas (Bolivien, Ecuador, Venezuela). Danach befinden sich auch Staaten wie Saudi-Arabien auf einem nicht nachhaltigen Pfad, da sie ihre Öleinnahmen nur ungenügend in Substitute investieren. Dieses Ergebnis überrascht nicht, da in den Berechnungen der Verbrauch von Naturkapital nur eine geringe Rolle spielt. Zudem nutzen Industrieländer sehr stark und in zunehmendem Maße die Ressourcen anderer Länder, was aber nicht erfasst wird, da der „Genuine-Savings“-Ansatz nur den Verbrauch inländischer Ressourcen berücksichtigt. Dort, wo, wie in Deutschland, Rohstoffe in hohem Maße importiert werden, ergibt sich ein trügerisches Bild. Nach diesem Messmodell wirtschaften insbesondere die Industrieländer aufgrund ihrer Spar- und Investitionspolitik nachhaltig. Deren Zivilisationsmodell ist daher aus der Sicht des „Genuine-Savings“-Messmodells nicht zu kritisieren.

19. Der „Genuine-Savings“-Ansatz enthält entscheidende Schwachpunkte, die am Beispiel der Südseeinsel Nauru verdeutlicht werden sollen (SCHERHORN und WILTS, 2001; GOWDY und MCDANIEL, 1999). Im Jahre 1900 wurden auf Nauru umfangreiche und wertvolle Phosphatvorkommen entdeckt. Diese Vorräte wurden exzessiv ausgebeutet, zunächst durch die Kolonialstaaten, darunter auch das Deutsche Reich. Auch nach der Unabhängigkeit Naurus 1968 wurde der Abbau fortgesetzt, nur mit dem Unterschied, dass seitdem die Einnahmen der Inselbevölkerung zugute kommen. So hat die Regierung von Nauru einen Fonds gebildet, der nach heutiger Schätzung etwa 1 Mrd. Dollar umfasst und auf internationalen Kapitalmärkten angelegt ist. Hiervon profitieren alle Bewohner, die dadurch ein für regionale Verhältnisse hohes Pro-Kopf-Einkommen beziehen. Allerdings ist die Insel durch die Zerstörung von rund 80 % der Landesfläche zur Versorgung der Bevölkerung nicht mehr inder Lage. Es ist fraglich, ob eine ökologische Restauration möglich ist. Lebensmittel und Trinkwasser werden überwiegend importiert. Die Lebensverhältnisse auf

Nauru sind durch relativ hohe Krankheitsraten (Diabetes, Herzkrankheiten, Bluthochdruck), Alkoholismus und sinkende Lebenserwartung bei Männern (gegenwärtig 49 Jahre) gekennzeichnet. Die Bewohner von Nauru sind zudem völlig von den Erträgen des Fonds abhängig. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass das Kapital von Nauru durch ökonomische Krisen oder Fehlinvestitionen verloren geht. Eine Rückkehr zu früheren Lebensverhältnissen erscheint ausgeschlossen. Nach dem Konzept der „Genuine Savings" ist Nauru zurzeit eines der nachhaltigsten Länder der Welt. Dies zeigt, dass im Konzept schwacher Nachhaltigkeit ein hoher *„Genuine Savings Index"* (GSI) mit nahezu vollständiger Naturzerstörung einhergehen kann. Vertreter des Konzepts schwacher Nachhaltigkeit stehen vor der Alternative, den „Fall Nauru" zu einer Anomalie zu erklären oder zuzugeben, dass die Umwelt- und Lebensverhältnisse auf Nauru gemäß ihren Grundannahmen positiv zu beurteilen wären. Kritiker schätzen den „Fall Nauru" als eine Widerlegung des Konzepts schwacher Nachhaltigkeit ein.

1.3.2 Das Konzept starker Nachhaltigkeit

20. Die Vertreter des Konzeptes der starken Nachhaltigkeit, insbesondere Herman Daly (DALY, 1999; GOODLAND und DALY, 1995), plädieren aufgrund von unterstellten Grenzen der Substituierbarkeit zwischen Kapitalien für eine in sich komplex strukturierte intergenerationelle Hinterlassenschaft. Besonders Naturkapital gilt hier – im Gegensatz zum Konzept der schwachen Nachhaltigkeit – als nicht substituierbar. Unabhängig davon, wie sich die anderen Kapitalbestände entwickeln, muss Naturkapital nach dieser Auffassung für zukünftige Generationen als eigenständige Größe intakt erhalten werden. Näher zu definieren ist, was zum Naturkapital zählt (Tz. 21), welche substanziellen Komponenten von Naturkapital nicht angetastet werden dürfen und welche Teile in welcher Form genutzt werden können.

Dem Konzept der starken Nachhaltigkeit liegen Annahmen über die Funktion des ökologischen Systems zugrunde: Das globale ökologische System („Bio- und Geosphäre") ist durch komplexe Strukturen mit geringer Entropie, d. h. hoher Ordnung, gekennzeichnet. Das ökonomische System dagegen wandelt natürliche Strukturen mit niedriger Entropie um und erhöht dadurch das Entropieniveau (DALY, 1999, S. 97). Ohne das umfassende ökologische System, das negentropische Strukturen aufgrund der ihm eigenen Produktivität immer wieder neu aufbaut (etwa durch Fotosynthese und genetische Proliferation), wäre die Ökonomie langfristig nicht denkbar. Die Ökonomie in ihren stofflichen Dimensionen zehrt demnach von „Größen", die sie nicht selbst produzieren, sondern nur verbrauchen kann. Das ökonomische System muss sich daher im Rahmen der Reproduktionskapazität der Natur bewegen. Nachhaltigkeit bedeutet, sich innerhalb der damit gegebenen *natürlichen* Grenzen zu bewegen; diese legen das optimale Ausmaß des ökonomischen Systems fest. Diese Annahme ist ein konstitutives Element des Konzepts starker Nachhaltigkeit. Das optimale, nachhaltige Ausmaß der Naturnutzung ist dabei zunächst nur eine theoretisch postulierte, empirisch unbekannte Größe. Nähere Aussagen hierüber zu treffen, ist das Ziel einer Makroökonomik nachhaltiger Entwicklung. Welches Ausmaß optimal ist, hängt zudem davon ab, ob die Bestimmung vom Standpunkt einer anthropozentrischen Umweltethik aus erfolgt oder vom Standpunkt einer physiozentrischen, die Teilen der Natur einen moralischen Eigenwert zuerkennt. Das „physiozentrisch optimale Ausmaß" der Ökonomie ist geringer als das anthropozentrisch optimale (DALY, 1999, S. 78). Innerhalb des Spektrums physiozentrischer Positionen (zur Übersicht s. KREBS, 1999; SRU, 1994, Tz. 32) schrumpft das optimale Ausmaß in etwa proportional zu der Anzahl der Naturwesen, denen ein moralischer Eigenwert zuerkannt wird.

21. Der wesentliche Gegensatz des Konzepts der starken zu dem der schwachen Nachhaltigkeit besteht in der Annahme, dass zwischen Sach- und Naturkapital eine Komplementaritätsbeziehung vorliegt. Eine solche Beziehung zwischen zwei Kapitaltypen besteht dann, wenn man zur Schaffung von Gütern auf die Kapitaltypen x und y angewiesen ist und der Gesamtnutzen nicht durch eine einseitige Steigerung von x auf Kosten von y (oder umgekehrt) erhöht werden kann. Beispiele für diese Komplementarität sind die Nutzungsbeziehungen von Fischerbooten und Fischbeständen, Wäldern und Sägemühlen, Rohöl und Raffinerien.

Die Komplementaritätsannahme impliziert die Notwendigkeit, die spezifischen Eigenschaften von Naturkapital zu berücksichtigen. Naturkapital ist im Konzept der starken Nachhaltigkeit nicht länger leblos, undifferenziert, austauschbar und im Überfluss vorhanden (DALY, 1999). Ungeachtet der Kritik, die gegen Dalys Position sowie gegen einzelne Argumente angeführt werden kann, mit denen DALY die Komplementaritätsthese begründen möchte (NEUMAYER, 1999, S. 61; SAGOFF, 1995), ist es sein bleibendes Verdienst, die Kategorie des Naturkapitals wieder ins Zentrum ökonomischer Aufmerksamkeit gerückt zu haben.

Der Begriff des Naturkapitals

Eine problematische Verkürzung in der Geschichte der Ökonomik war die Reduktion der natürlichen Produktionsfaktoren auf „Boden" und „Ressourcen". Es wird mittlerweile davon ausgegangen, dass Boden und nicht erneuerbare Ressourcen nur Komponenten der komplexen Kategorie „Naturkapital" sind. Dies wird in der neueren Ökonomik zunehmend anerkannt (HELD und NUTZINGER, 2001, mit weiteren Nachweisen).

Die Präzisierung des Naturkapitalbegriffs bereitet allerdings Schwierigkeiten. Naturkapital ist in sich komplex und die Komponenten sind miteinander vernetzt. Auflistungen führen dementsprechend zu Überschneidungen. Daher ist es nicht möglich, eine Liste differenzierter, eindeutig gegeneinander abgegrenzter („distinkter") Elemente von Naturkapital anzufertigen. Vielmehr wird Naturkapital durch Begriffe näher charakterisiert, die ihrerseits umfassende Totalitätsbegriffe sind, wie etwa „Ressourcenbasis", „natürliche Lebensgrundlagen", „Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes", „Stabilität ökologischer Systeme", „Biodiversität" usw.

Auch ist nicht unumstritten, was alles zum Naturkapital gezählt werden soll.

Weit gehende Einigkeit besteht dahin gehend, dass folgende Segmente der Natur zum Naturkapital gehören: Atmosphäre, Ozonschicht, globale Stoffkreisläufe, Klimasystem, Böden, Pflanzenbedeckung der Erde, Grund- und Fließgewässer sowie Seen, Fischbestände, Wälder, die Vielfalt der Gene, Arten und Ökosysteme („Biodiversität“), mineralische Ressourcen und fossile Energieträger.

In der Ökonomik wird mit dem Ausdruck „Kapital“ ein Bestand bezeichnet, dessen Erträge dem wirtschaftenden Menschen zur Verfügung stehen und Nutzen stiften. Dabei braucht sich der vom Menschen gemachte Kapitalbestand mit der Zeit auf. Daher sind kontinuierliche Investitionen in Sachkapital unerlässlich. Ähnliches gilt für Humankapital und Wissenskapital. Während die Notwendigkeit einer kontinuierlichen Investition in Bezug auf andere Kapitalbestände allgemein akzeptiert wird, erscheint die Forderung nach einer Investition in Naturkapital noch neuartig und ungewohnt.

Wenn komplementäre Beziehungen zwischen Sach- und Naturkapital vorliegen, dann müssen Investitionsentscheidungen so getroffen werden, dass vorrangig in den jeweils knappen Faktor investiert wird. Für die längste Zeit der Geschichte war Sachkapital der limitierende Faktor der Produktion. Angesichts des seit 150 Jahren fortschreitenden Abbaus und der Zerstörung von Ökosystemen gewinnt die Annahme an Plausibilität, dass Naturkapital zum teilweise schon gegenwärtig knappen Faktor für die Produktion von Gütern und Dienstleistungen (auch im Sinne immaterieller Güter) geworden ist und dass sich diese Knappheit nicht zuletzt angesichts der globalen Bevölkerungsentwicklung in Zukunft noch verschärfen wird.

22. Sich selbst überlassenes Naturkapital unterliegt keiner Abnutzung. Anders als beim Sachkapital kann als Investition in Naturkapital auch ein Nutzungsverzicht aufgefasst werden. Dies kann am Beispiel der Fischerei erläutert werden. Derzeit sind über 60 % der kommerziell nutzbaren Fischbestände weltweit überfischt oder am Limit der Nutzungsmöglichkeiten. Zur Übernutzung der Bestände hat die Ausweitung der Fangkapazitäten beigetragen, wobei große Sachkapitalbestände im Bereich der Fangflotten aufgebaut wurden. Vor etwa 30 Jahren begann die EU, Fördermittel für die Modernisierung von Fischereifahrzeugen bereitzustellen. Die Fangkapazitäten nahmen daraufhin erheblich zu. Dies führte zum rapiden Abbau der Bestände an Naturkapital. Mitte der 70er-Jahre kam es zum Streit zwischen Island und Großbritannien über Fangrechte vor der Küste Islands. Als keine befriedigende Lösung gefunden werden konnte, wies Island eine Zone von 200 Seemeilen als ausschließliche Wirtschaftszone aus. Mittlerweile ist dies international anerkannt. In den ausschließlichen Wirtschaftszonen befinden sich weltweit 95 % der nutzbaren Fischbestände. Als einem Land, das einen Gutteil seiner Exporterlöse aus dem Handel mit Fischereiprodukten gewinnt, ist es Island gelungen, seine Bestände relativ nachhaltig zu bewirtschaften. Demgegenüber brach 1992 der Kabeljaubestand vor Kanada zusammen. Seitdem ist dort die Fischerei teilweise geschlossen. Für 2001 hat die Europäische Kommission Teile der Nordsee für den Kabeljaufang gesperrt, weil der Bestand auf einem dramatischen Tiefstand ist. Darüber hinaus zerstören die verwendeten Fangtechniken die Ökosysteme des Meeresbodens (Baumkurrenfischerei und andere) und fangen zu viele Jungfische, die anschließend nicht mehr zum Erhalt des Bestandes beitragen können, da sie nicht wenigstens einmal laichen. Der Beifang von Meeressäugern, Schildkröten und Vögeln ist nach wie vor sehr hoch. Die Liste der Negativbeispiele ließe sich verlängern. In den nächsten Jahren muss daher verstärkt in den Bestandsaufbau investiert werden. Die nötigen Investitionen in Naturkapital bestünden hier vor allem in Unterlassungen, insbesondere in zeitweiligem Nutzungsverzicht mit dem Ziel, die eigenen (intrinsischen) Reproduktionspotenziale der Natur zum Aufbau neuer Bestände zu nutzen. Anschließend könnten auf höherem Bestandsniveau höhere Fänge realisiert werden, die dann dauerhaft unterhalb der natürlichen Regenerationsraten liegen sollten und insofern nachhaltig wären (DÖRING, 2001). Alternative Investitionen in eine Massentierhaltung auf dem Meer (Aquakultur) stellen keine adäquate Alternative hierzu dar, da es bei Aquakulturen u. a. zu erheblichen Gewässerbelastungen kommen kann.

1.3.2.1 Zur Operationalisierung des Konzepts starker Nachhaltigkeit

23. Einen Versuch, das Konzept starker Nachhaltigkeit zu operationalisieren, stellt das von OPSCHOOR (1992, 1994) entwickelte und vom Wuppertal Institut für Umwelt, Klima und Energie in der Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“ (BUND, MESEREOR, 1996, S. 27) zugrunde gelegte Umweltraumkonzept dar. Der Umweltraum umfasst die Ressourcenbasis und Senkenfunktionen, die Menschen in ihrer natürlichen Umwelt beanspruchen können, ohne sie irreversibel zu schädigen. Der Ausdruck „Umweltraum“ steht daher für eine Menge ökologischer Restriktionen (hierzu kritisch FRENZ und UNNERSTALL, 1999). Grundlage dieses Konzeptes ist der aus der Biologie stammende, auf maximale Populationsgrößen bezogene Begriff der Tragekapazität in Verbindung mit einem allgemeinen Gleichverteilungsgrundsatz. Kritisiert wurde vor allem, dass Tragekapazität ein naturalistisches und allzu statisches Konzept sei, das dem technischen und sozialen Fortschritt nicht angemessen Rechnung tragen könne (MOFFAT, 2000). Den eigentlichen Schritt der Operationalisierung stellt die Beantwortung der Frage dar, wie der Verbrauch an Tragekapazität berechnet werden kann. In einem populären, flächenbezogenen Messmodell wird gefragt, wie viel Raum für die derzeitige Ressourcennutzung bzw. Konsumgütererzeugung (vor allem Lebensmittel) benötigt wird (WACKERNAGEL und REES, 1997). Die entscheidende Bezugsgröße ist Land bzw. „area of productive land and water ecosystems required to produce the resources that the population consumes and assimilate the wastes that the population produces“ (REES, 2000). Das Konzept der „ökologischen Fußabdrücke“ („ecological footprints“) lässt sich dem

Umweltraumkonzept als ein Messmodell zuordnen. Es soll aus der Sicht seiner Anhänger eine „ökologische Buchhaltung“ ermöglichen und bezieht sich auf die so genannte angeeignete Tragfähigkeit. Gemessen werden soll, „wie viel Natur ausgedrückt in biologisch produktiver Fläche verschiedener Ökosystemkategorien nötig ist, um mit den vorherrschenden Technologien alle Ressourcen bereitzustellen, die von einer Bevölkerung mit bestimmtem Konsumniveau beansprucht werden“ (WACKERNAGEL und GILJUM, 2001, S. 35). Für Italien wurde auf der Grundlage dieses Messmodells eine Inanspruchnahme von 4,2 ha pro Einwohner berechnet, wohingegen nach Abzug von zur Erhaltung der Biodiversität notwendigen Naturschutzvorrangflächen (12 % der Landesfläche) nur 1,3 ha pro Einwohner zur Verfügung steht (WACKERNAGEL et al., 1999, S. 381). Daraus wird gefolgert, dass die Grenzen des Umweltraumes überschritten sind, die Gesellschaft folglich auf keinem nachhaltigen Pfad ist. In seinen Konsequenzen ist dieses Berechnungsmodell kritisch gegenüber westlichen Lebensstilen sowie dem internationalen Handel. Basis des Modells ist die Annahme, dass sich die meisten Ressourcen- und Abfallflüsse in eine entsprechende biologisch produktive Fläche umrechnen lassen (WACKERNAGEL und GILJUM, 2001, S. 35). Dies ist allerdings nur begrenzt sinnvoll und führt zu äußerst komplizierten Umrechnungen.

Das Konzept des Umweltraumes ist daher eine problematische Strategie der Operationalisierung des Grundkonzeptes der „starken“ Nachhaltigkeit. Daraus folgt nicht, dass auch das Grundkonzept abzulehnen ist. Ohnehin führt ein Ideal der Operationalisierung, das verlangt jeden Begriff in eine Messanweisung zu überführen, um jede einzelne Aussage im Bereich der Naturwissenschaften strikt objektiv überprüfbar zu machen (hierzu HEMPEL, 1977, S. 125 ff.), in der Nachhaltigkeitsdiskussion nicht weiter, da es letztlich immer auch um Wertungsfragen geht.

1.3.2.2 Kritik des Konzepts starker Nachhaltigkeit

24. In der Literatur werden Schwierigkeiten des Konzeptes der starken Nachhaltigkeit geltend gemacht. BECKERMAN (1994) argumentiert, starke Nachhaltigkeit erfordere, die Natur in all ihren gegenwärtigen Formen zu erhalten. Dieser Einwand trifft das Konzept jedoch nicht, da der grundsätzliche Erhalt des Naturkapitals Raum für die Dynamik natürlicher Systeme lässt. Ein weiterer Einwand bezieht sich darauf, dass starke Nachhaltigkeit den Erhalt jeder einzelnen Spezies kategorisch gebiete. BECKERMAN (1995) hält starke Nachhaltigkeit aus diesem Grund für moralisch unakzeptabel. Dieser Einwand ignoriert, dass Pflichten, einschließlich der im Konzept der starken Nachhaltigkeit angelegten Verpflichtung zum Arten- und Biotopschutz, grundsätzlich nur bis auf weiteres *(„prima facie“)* gelten und in Fällen ernsthafter Normkonflikte höheren Pflichten untergeordnet werden dürfen. Es ist irreführend, wenn eine beliebige Norm absolut gesetzt wird, hierauf ein Beispiel konstruiert wird, in dem die unbedingte Ausnahmslosigkeit zu unakzeptablen Konsequenzen führt, und daraus dann auf die Unbegründetheit dieser Norm zurückgeschlossen wird. Es trifft auch nicht zu, dass, wie häufig unterstellt wird, starke Nachhaltigkeit eine bio- oder ökozentrische Umweltethik voraussetzen muss.

Ein ernsthaftes Problem starker Nachhaltigkeit betrifft den Verbrauch nicht erneuerbarer Ressourcen, da selbst der sparsamste Verbrauch allmählich zur Erschöpfung führen muss (KLEPPER, 1999, S. 313). Eine strikt und ausnahmslos durchgeführte Konzeption starker Nachhaltigkeit würde demnach implizieren, dass nicht erneuerbare Ressourcen prinzipiell nicht in Anspruch genommen werden dürfen. Mit einer solchen Regel, die für die Zukunft ebenso wie für die Gegenwart zu gelten hätte, wäre allerdings auch künftigen Generationen nicht gedient. Gerade im Bereich der stofflichen Ressourcen erscheint die dem strikten Konzept starker Nachhaltigkeit zugrunde liegende Annahme, dass Naturgüter prinzipiell nicht durch andersartige Güter substituierbar sind, auch zu pauschal. Auch diesem berechtigten Einwand kann im Grunde ausreichend dadurch Rechnung getragen werden, dass bei den hier erforderlichen Abwägungen die Hartwick-Regel sowie eine Sparsamkeitsforderung zum Tragen kommen. Auch Substitutionsmöglichkeiten im Überlappungsbereich von Naturkapital und kultiviertem Naturkapital sind nicht ausgeschlossen. Die Diskussion über Möglichkeiten und Grenzen naturkapital-interner Substitutionen steckt gegenwärtig in den Anfängen.

1.3.3 Vermittelnde Konzepte

25. In der neueren Literatur wird versucht, die Stärken beider Konzepte zu verbinden und die Schwächen zu vermeiden (WBGU, 1999). Diese Vermittlungsvorschläge sind aber von einer Synthese weit entfernt. Grundsätzlich gehen vermittelnde Positionen von einer teilweisen Substituierbarkeit und einer teilweisen Komplementarität von Sach- und Naturkapital aus. Eine dieser vermittelnden Positionen ist von LERCH und NUTZINGER (1998) entwickelt worden. Deren Konzept wendet sich gegen Pauschalierungen und plädiert für eine empirische Prüfung im Einzelfall anhand unterschiedlicher Maßstäbe und Ziele. Eine Substitution ist zulässig, solange die essenzielle Substanz des Naturkapitals nicht angegriffen oder in ihrer Funktion gefährdet wird. Diese essenzielle Substanz wird als „kritisches“ Naturkapital bezeichnet. Somit wird innerhalb des Bestandes an Naturkapital eine Trennlinie gezogen, die das (im Rahmen einer anthropozentrischen Konzeption) Überflüssige vom Notwendigen trennt. Zum kritischen Naturkapital zählen die globalen Regelkreise und andere zentrale Ökosystemfunktionen. Ein normatives Prinzip, das diesem Konzept entspricht, formuliert der WBGU (1999): „Verbot für alle Eingriffe des Menschen (...), bei denen globale Regelkreise nachweislich gefährdet sind“. Allerdings wäre es falsch, das Konzept kritischen Naturkapitals ausschließlich auf die globale Ebene zu beziehen. Für unterschiedliche Personengruppen (Subsistenzbauern, Hirtennomaden, Fischer usw.) sind unterschiedliche Formen von Naturkapital auf unterschiedlichen Skalen „essenziell“.

26. Ein wesentlicher Grund dafür, dass sich Regeln für einen Umgang mit Naturkapital schwer aufstellen lassen, liegt in der Natur komplexer ökologischer Systeme, die Verallgemeinerungen erschweren. Ökologische Systeme sind „historische Individuen" (HOLLAND, 1994; s. auch BRECKLING, 1990). Trotz intensiver Forschung wird es nie vollständig gelingen, alle Informationen zu erhalten, die für eine einwandarme Identifikation kritischen Naturkapitals notwendig wären. Daher wurde bereits in den 50er-Jahren die Regel der „Safe Minimum Standards" entwickelt. „In the resource class under consideration, a safe minimum standard of conservation is achieved by avoiding the critical zone – that is, those physical conditions, brought about by human action, which would make it uneconomical to halt and reverse depletion" (CIRIACY-WANTRUP, 1952, S. 253). Die Regel, sich von der kritischen Zone (möglichst weit) entfernt zu halten, darf nur außer Kraft gesetzt werden, wenn durch ihre Befolgung unverhältnismäßig hohe Kosten entstehen (BARBIER et al., 1994, S. 174; BISHOP, 1980). Das Vorsorgeprinzip kann als rechtlicher Ausdruck der „Safe Minimum Standards" aufgefasst werden. „Safe Minimum Standards" und Vorsorgeprinzip können auch dahin gehend interpretiert werden, dass kritische Belastungsgrenzen nicht ausgeschöpft werden sollten.

27. Vertreter des Konzepts der starken Nachhaltigkeit machen geltend, dass einwandarme Kriterien für die Identifikation von kritischem Naturkapital schwer festzulegen sind. Aus Vorsorgegesichtspunkten sollte man sich daher aus der Sicht vermittelnder Konzepte pragmatisch auf eine Regel zur Konstanterhaltung von Naturkapital („constant natural capital rule") als Leitlinie verständigen. Im Einzelfall darf abgewogen werden, wobei die Begründungslasten zugunsten des Erhalts von Naturkapital verteilt sind. Im Ergebnis liegen daher das vermittelnde und das starke Nachhaltigkeitskonzept relativ dicht beieinander, wenn das Vorsorgeprinzip ernst genommen wird (GOODLAND und DALY, 1995).

1.3.4 Ergebnis

28. Aus der Sicht des Umweltrates sollte sich der von vielen Seiten geforderte nationale Nachhaltigkeitsdiskurs vor allem auf die Wahl des insgesamt vorzugswürdigen Grundkonzeptes beziehen. Aus wissenschaftstheoretischer Sicht können weder starke noch schwache Nachhaltigkeit eindeutig falsifiziert werden; es sei denn, man akzeptiert den „Fall Nauru" als Falsifikation (Tz. 19). Im Lichte der verfügbaren Argumente ist ein begründetes Urteil über die Konzepte zu fällen (NEUMAYER, 1999). Der Vergleich beider Konzepte führt zu dem Ergebnis, dass schwache Nachhaltigkeit im Bereich der Rohstoffe und starke Nachhaltigkeit im Bereich der Funktionen ökologischer Systeme am plausibelsten ist. Die Resilienz (Elastizität gegenüber Störungen) ökologischer Systeme kann als eine notwendige Bedingung von Nachhaltigkeit bezeichnet werden (ARROW et al., 1995; ähnlich auch MÜLLER et al., 1998). Die Ungewissheit bezüglich der möglichen Angewiesenheit auf bestimmte Formen von Naturkapital ist ein weiteres Argument für den Erhalt des vorhandenen Naturkapitalstocks. Multifunktionalität und Ungewissheit begründen eine „constant natural capital rule". „The combination of irreversibility and uncertainty should make us more cautious about depleting natural capital (...) Some components of natural capital are unique and their loss has uncertain and potentially irreversible effects on human wellbeing" (ATKINSON et al., 1997, S. 16).

29. Angesichts der skizzierten Argumentationslage kann aus der Sicht des Umweltrates die Wahl entweder eines zugunsten partieller stofflicher Substitution modifizierten Konzeptes starker Nachhaltigkeit oder auch eines vermittelnden Konzeptes in Verbindung mit Vorsorgegrundsätzen argumentativ („diskursrational") eher gerechtfertigt werden als die Wahl des klassischen Konzeptes schwacher Nachhaltigkeit (zur rationalen Wahl siehe auch DÖRING und OTT, 2001). Aus der Sicht des Umweltrates sollte daher das klassische Konzept schwacher Nachhaltigkeit aufgegeben und der Grundsatz, das Naturkapital über die Zeit hinweg konstant zu halten, zur Leitlinie nationaler Nachhaltigkeitsstrategien gemacht werden. Moderne Umweltpolitik sollte als aktiv vorsorgende Investitionspolitik in Naturkapital betrieben werden. Die Erhaltungsregel ist als ein Verschlechterungsverbot, die Investitionsregel als ein Verbesserungs- und Gestaltungsauftrag zu verstehen.

Aus diesem Grundsatz ergeben sich Managementregeln für den Umgang mit natürlichen Ressourcen (GEISENDORF et al., 1998, S. 16). Erneuerbare Ressourcen dürfen nur in dem Maße genutzt werden, in dem sie sich regenerieren (Regel 1). Erschöpfbare Rohstoffe und Energieträger dürfen nur in dem Maße verbraucht werden, wie simultan physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz an regenerierbaren Ressourcen geschaffen wird (Regel 2). Schadstoffemissionen dürfen die Aufnahmekapazität der Umweltmedien und Ökosysteme nicht übersteigen und Emissionen nicht abbaubarer Schadstoffe sind unabhängig von dem Ausmaß, in dem noch freie Tragekapazitäten verfügbar sind, zu minimieren (Regel 3). Aus diesen Managementregeln können, wenn auch nicht im Sinne einer strengen Ableitung, weitere Konkretisierungen, wie z. B. quantifizierte Umweltziele, entwickelt werden. Gerade aus der Tatsache, dass in Konkretisierungen des Nachhaltigkeitsgrundsatzes notwendigerweise Wertungen einfließen, begründet sich die Forderung, Ziele und Strategien in transparenten und beteiligungsoffenen Verfahren zu erarbeiten.

1.4 Zur Bedeutung des „Drei-Säulen-Modells"

30. Neben der zentralen Kontroverse um starke und schwache Nachhaltigkeit gewinnt in den letzten Jahren zunehmend die Frage nach der Bedeutung des Drei-Säulen-Modells innerhalb einer Gesamtkonzeption nachhaltiger Entwicklung an Bedeutung. Vertreten wurde dieses Modell in Deutschland insbesondere von der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Deutschen Bundestages (Enquete-Kommission, 1998). In seinen Grundzügen besagt das Drei-Säulen-Modell, dass nachhaltige Entwicklung nicht nur den dauerhaften Schutz von Umwelt und Ressourcen betrifft,

sondern in gleichem Maße auch die Verwirklichung sozialer und ökonomischer Ziele fordert. Dabei werden die Säulen „Ökologie“, „Ökonomie“ und „Soziales“ unterschieden und als gleichrangig nebeneinander stehend verstanden. Nachhaltige Entwicklung bedeutet nach diesem Verständnis, „dass ökonomische, soziale und ökologische Entwicklungen im Gleichschritt einhergehen“ sollen (HÜTHER und WIGGERING, 1999, S. 74). Gelegentlich werden weitere Säulen angefügt („Wissen“, „demokratische Kultur“, „Institutionen“ usw.). In der politischen Debatte gewinnt das Drei-Säulen-Modell gegenüber konkurrierenden Konzeptionen einer primär ökologischen Nachhaltigkeit zunehmend an Bedeutung (s. z. B. BMU, 1997b, S. 9).

31. Verglichen mit früheren historischen Phasen, in denen Umweltschutz nur eine nachrangige Rolle spielte, stellt das Drei-Säulen-Modell mit seiner Betonung der Gleichrangigkeit einen Fortschritt dar. Fraglich ist allerdings, ob das Säulen-Konzept seinem eigenen Anspruch, diese Gleichrangigkeit zu gewährleisten, gerecht werden kann. In der Praxis wird es zunehmend verwendet, um beliebige ökonomische Belange gegen die Erfordernisse des Umweltschutzes in Stellung zu bringen. Ein Indiz für eine geänderte Gewichtung ist, dass in der Aufzählung der Elemente das Wirtschaftliche immer die erste Stelle einnimmt. (UNICE, 2001; Rat der Europäischen Union, 1999a und b). Unklar bleibt auch das Verhältnis der Drei-Säulen-Integration zum Postulat der Integration von Umweltbelangen in *alle* Politikbereiche (Tz. 256 ff.).

Als Begründung für die Wahl dieses Konzeptes wird angeführt, dass die im WCED-Bericht enthaltenen Ziele durch das Drei-Säulen-Modell am besten erfasst würden (Tz. 2). Dies ist jedoch nur teilweise zutreffend, da die Definition der WCED sich auf die Grundbedürfnisse („basic needs“) bezog. In der aktuellen Diskussion werden die soziale und die ökonomische Säule hingegen meist als für die verschiedensten sozial- und wirtschaftspolitischen Zielsetzungen offen betrachtet. Das Drei-Säulen-Modell verkommt auf diese Weise zu einem dreispaltigen „Wunschzettel“ (BRAND und JOCHUM, 2000, S. 75), in den die verschiedenen Interessenten ihre Anliegen eintragen können. Damit verliert es jede Orientierungsfunktion. Das Drei-Säulen-Modell bezahlt auf diese Weise seine vordergründige politische Anschlussfähigkeit mit systematischen Defiziten. Dadurch wird es letztlich auch für die Politik unattraktiv; denn es wird fraglich, worin der „Mehrwert“ der Nachhaltigkeitskonzeption liegt. Angesichts dieser problematischen Entwicklung erinnert der Umweltrat daran, dass der Kern des Nachhaltigkeitskonzepts in der normativen Aufforderung liegt, die weitere Entwicklung so zu steuern, dass sie *dauerhaft aufrechterhaltbar* („sustainable“) ist. Nach wie vor sind es in erster Linie zwei Erscheinungen, die diesem Kernanliegen zuwiderlaufen: die in vielen Ländern der Erde herrschenden Elendsverhältnisse und die Überbeanspruchung der natürlichen Umwelt. Auf ein Umsteuern in diesen beiden Hinsichten zielt die Idee der „Nachhaltigen Entwicklung“. Instrumentalisierungen des Nachhaltigkeitskonzepts für Zwecke, die diesem Kernanliegen nicht dienen oder ihm sogar zuwiderlaufen, sind missbräuchlich.

Nach Ansicht des Umweltrates hat das Drei-Säulen-Konzept zwar den umweltpolitischen Diskurs durchaus befruchtet; lokale Agenda-21-Prozesse haben beispielsweise von ihm profitiert. Unter Umsetzungsaspekten ist sein entscheidendes Problem aber die Hyperkomplexität, die das arbeitsteilige politische System überfordert. Der Umweltrat plädiert dafür, an dem vergleichsweise besser handhabbaren Konzept der Integration von Umweltbelangen in andere Politiksektoren festzuhalten. Dieser Gedanke hat einen klaren ökologischen Fokus und trägt damit der Tatsache Rechnung, dass im Umweltschutz im Vergleich zur Umsetzung ökonomischer und sozialer Ziele der größte Nachholbedarf existiert und im Hinblick auf langfristige Stabilisierung die größten Defizite vorhanden sind.

Ähnlich haben bereits die europäischen Umwelträte in einer Stellungnahme zur EU-Nachhaltigkeitsstrategie für ein „Greening of Sustainable Development Strategies“ plädiert (EEAC, 2001). In diesem Sinne versteht der Umweltrat das Konzept der „dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung“ als ein ökologisch fokussiertes Konzept von (im Grundsatz *starker*) Nachhaltigkeit, innerhalb dessen soziale und ökonomische Querschnittsbezüge einen hohen Stellenwert haben.

2 Strategische und instrumentelle Fragen der Umweltpolitik

2.1 „Persistente Umweltprobleme“

32. Nach mehr als drei Jahrzehnten moderner Umweltpolitik in Deutschland und anderen entwickelten Industrieländern liegt eine Bilanz der bisherigen Aktivitäten nahe. Die jüngsten umfassenden Umweltberichte der OECD und der Europäischen Umweltagentur (EEA) kommen übereinstimmend zu dem Schluss, dass sich trotz umfangreicher umweltpolitischer Bemühungen und unbestrittener Teilerfolge die Qualität der Umwelt in den OECD-Staaten im Ganzen nicht auf Dauer verbessert, in einigen Bereichen sogar substanziell verschlechtert hat (EEA, 2001; OECD, 2001a). Für die große Mehrheit der Umweltprobleme können keine ausreichenden Erfolge bei der Problembewältigung festgestellt werden. Häufig ist ein anhaltend negativer Trendverlauf zu beobachten. Die EEA hat diesen Befund auf den Punkt gebracht: „Some progress, but a poor picture overall“ (EEA, 1999, S. 7). Zu einer ähnlichen Einschätzung kommt auch eine neue umfassende Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, in der zwölf wichtige Problembereiche der europäischen Umweltpolitik auf Trendverläufe und Handlungsbedarf untersucht wurden (WIERINGA, 2001).

Die teilweise beachtlichen Wirkungen der Umweltpolitik, die europaweit etwa in Bereichen wie Luftreinhaltung, Gewässerschutz oder Substitution von ozonschädigenden Substanzen zu beobachten sind, werden dabei nicht negiert (vgl. UBA, 2001a; WIERINGA, 2001). Aber abschließende Problemlösungen können in aller Regel nicht konstatiert werden, zum einen, weil auch radikale Niveauverbesserungen unter dem Vorbehalt stehen, dass sie im Wachstumsprozess wieder aufgehoben werden können, also der weiteren Beobachtung und der Nachsteuerung im Zeitverlauf bedürfen. Zum anderen ist festzustellen, dass sinkende jährliche Flussgrößen wie etwa geringere Mengen an zu beseitigendem Abfall, verringerte Schwermetallausbringungen oder NO_x-Emissionen sehr wohl mit weiter steigender Akkumulation in der Umwelt verbunden sein können. Der Erfolg besteht in diesem Fall lediglich in der Verlangsamung der langfristigen Akkumulation (vgl. JÄNICKE, 2000; BECHMANN et al., 1999).

33. Für die hartnäckigen ungelösten Umweltprobleme hat der 4. niederländische Umweltplan den Ausdruck „persistent problems“ eingeführt, der inzwischen auch im Kommissionsentwurf des 6. Umweltaktionsprogramms anzutreffen ist (Europäische Kommission, 2001; VROM, 2001). Der Umweltrat übernimmt diesen Ausdruck zur Bezeichnung derjenigen Umweltprobleme, bei denen staatliche Maßnahmen über einen längeren Zeitraum hinweg keine signifikanten Trendverbesserungen herbeizuführen vermochten. Umweltprobleme, die als Folge von Maßnahmen Verbesserungen aufweisen, ohne dass diese eine ausreichende bzw. nachhaltige Lösung darstellen, fallen also nicht unter diese Begriffsbestimmung.

Der Umweltrat sieht Anlass für die Befassung mit der Kategorie der „persistent problems“ zum einen, weil diese Probleme von hoher Dringlichkeit einschließt: solche, die durch ein extrem hohes Schadenspotenzial – dies gilt etwa für den Klimawandel – bzw. durch eine folgenreiche Irreversibilität der Entwicklung – Beispiel: globaler Artenverlust – gekennzeichnet sind. Darüber hinaus weist dieser Problemtypus aber auch grundlegende Besonderheiten auf, deren Kenntnis und Beachtung Voraussetzung verbesserter Politikansätze ist (vgl. JÄNICKE und VOLKERY, 2001).

Im Folgenden werden diese Besonderheiten erörtert und Schlussfolgerungen für die Problembearbeitung gezogen. Da der politische „Schwierigkeitsgrad“ der persistenten Probleme offensichtlich besonders hoch ist, muss es auch um eine Prioritätensetzung beim Einsatz knapper staatlicher Handlungsressourcen gehen. Vertiefende Darstellungen der angesprochenen Problemfelder selbst sind nicht Aufgabe dieses Abschnitts. Sie finden sich in anderen Teilen dieses Gutachtens.

Persistente Umweltprobleme im Fokus der europäischen und internationalen Umweltberichterstattung

34. Eine systematische Darstellung und Prognose von Umweltproblemen als Ausgangspunkt der nationalen Umweltplanung findet sich unter anderem in den Niederlanden. Dort werden im 4. Nationalen Umweltplan (2001) die ungelösten und dringlichen Probleme unter der Überschrift „persistent problems“ zum zentralen Thema gemacht. Identifiziert werden sieben ungelöste, dauerhafte Hauptumweltprobleme, welche die niederländische Umweltpolitik künftig vorrangig angehen soll: Verlust an biologischer Vielfalt, Klimawandel, die Übernutzung erneuerbarer natürlicher Ressourcen (Fisch, Holz, Wasser, fruchtbares Land, Wälder), Umwelt und Gesundheit, Umwelt und Sicherheit, Defizite im Hinblick auf eine lebenswerte menschliche Umwelt und unkontrollierbare Umweltrisiken (VROM, 2001).

Auch die OECD und die EEA unterscheiden seit einiger Zeit die einzelnen Problemlagen hinsichtlich der Dringlichkeit ihrer Lösung und empfehlen die Konzentration auf diejenigen drängenden, dauerhaften Umweltprobleme, die im Zuge der bisherigen Umweltpolitik nicht oder nur unzureichend bearbeitet werden konnten (EEA, 2001, 1999; OECD, 2001a, 1998). Ein ähnliches Vorgehen findet sich auch in dem „Global Environmental Outlook 2000“ des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP), in dem Evaluationsbericht der Europäischen Kommission zum 5. Umweltaktionsprogramm oder in

dem jüngsten Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats Globale Umweltveränderungen (WBGU) (WBGU, 2001; Europäische Kommission, 2000; UNEP, 1999).

35. Die OECD evaluiert in ihrem Umweltbericht „Environmental Outlook“ den Zustand der Umwelt („state“) und die problemverursachenden Aktivitäten („pressure“) nach drei Kategorien, dargestellt als Ampelfarben (OECD, 2001a, S. 20):

– Probleme und problemverursachende Aktivitäten, für die ein negativer Trendverlauf bis zum Jahr 2020 vorhergesagt wird und die aufgrund ihres Schadenspotenzials dringend angegangen werden müssen (rot),

– Probleme und problemverursachende Aktivitäten, die aufgrund unzureichender Kenntnisse weitere Untersuchungen und Maßnahmen erfordern, aber hinsichtlich der Dringlichkeit der Problemlösung niedriger einzustufen sind (gelb) und

– Probleme und problemverursachende Aktivitäten, bei denen maßgebliche Verbesserungen in der Vergangenheit erreicht werden konnten und weitere Verbesserungen in der Zukunft zu erwarten sind, die aber weiterhin, wenn auch nicht prioritär, verfolgt werden müssen (grün).

Die erste Gruppe (rot) erfasst die dringlichen „persistenten Probleme“ im Sinne der obigen Begriffsbestimmung. Als wichtigste Problemfelder identifiziert die OECD hier: Klimaveränderung, Abfallentwicklung, biologische Vielfalt, Fisch- und Waldbestände, Grundwasserqualität, Umweltchemikalien wie auch die urbane Luftqualität (OECD, 2001a). Als wichtigste problemverursachende Aktivitäten werden für die OECD-Länder genannt: Individualverkehr (PKW, Flugzeug) und Gütertransport, Energieverbrauch, Ausweitung von Siedlungs- und Infrastrukturflächen, Konsumverhalten, intensive Landbewirtschaftung und diffuser Eintrag von Chemikalien. Allerdings fehlt eine systematische Zuordnung der Problemfelder zu den Verursacherbereichen, die den Beitrag einzelner Verursacherbereiche zu den jeweiligen Problemfeldern verdeutlicht.

36. Eine derartige Zuordnung nahm der erste niederländische Umweltplan von 1989 in Form einer Matrix vor (SRU, 2000; vgl. zu diesem Ansatz SRU, 1987, Tz. 333). Eine solche Matrix übernahmen auch das 5. Umweltaktionsprogramm der EU und der Umweltbericht „Environmental Signals 2001“ der EEA. Die Beiträge einzelner Sektoren zu spezifischen Umweltproblemen werden hier mittels so genannter Pressure-Indikatoren hinsichtlich ihres gegenwärtigen Anteils an der Gesamtbelastung dargestellt („significant, large and small pressure“) (vgl. Abb. 2.1-1). Diese Darstellung wird hier für die EU exemplarisch (und leicht verändert) wiedergegeben.

Eine solche Matrixstruktur stellt grundsätzlich eine sinnvolle Form der systematischen Zuordnung von Problemfeldern und Verursacherbereichen dar, da sie die jeweils hauptverantwortlichen Verursacher sowie den spezifischen sektorinternen Handlungsbedarf auf einfache Weise verdeutlicht. Für sektorale Umweltstrategien im Sinne der Politikintegration (Tz. 255 ff.) ist diese Darstellungsform ein unerlässlicher wissenschaftlicher Input. Darüber hinaus ermöglicht erst eine solche integrierte Betrachtung von Problemfeldern und Verursacherbereichen die systematische Analyse der Hemmnisse bisheriger Umweltpolitik. Mehr als eine problembezogene Handlungsorientierung können solche Darstellungen allerdings nicht leisten. Die vielfältigen Problemverflechtungen zwischen den Verursachersektoren – etwa im Falle der indirekten Wirkungen einzelner Sektoren auf den Flächenverbrauch – bedürfen einer vertiefenden Darstellung.

37. Ähnlich wie die OECD identifiziert die EEA Emissionen von Treibhausgasen, Verlust an biologischer Vielfalt, Flächeninanspruchnahme, Kontamination von Böden und Grundwasser, Ressourcenverbrauch, steigendes Abfallaufkommen, Chemikalien und umweltbedingte Gesundheitsbelastungen als die dringendsten Umweltprobleme. Teilerfolge verzeichnet die EEA im Bereich der grenzüberschreitenden Luftverschmutzung und der Gewässerbelastung. Den einzigen wirklichen Erfolgsfall sieht sie in der Reduktion von ozonschädigenden Substanzen. Positiver als die OECD bewertet die EEA die Problematik der urbanen Luftqualität. Allerdings werden die Probleme des bodennahen Ozons und der Feinstäube als ungelöst und dringend erachtet. Als wichtigste Verursachersektoren stellt die EEA die Bereiche Energie, Transport und Verkehr, die intensiv wirtschaftende Landwirtschaft, Haushalte, Tourismus und einzelne Industriezweige fest (EEA, 2001, 1999).

Die EEA erfasst neben der Problemgewichtung und den Verursacherbeiträgen (s. Abb. 2.1-1) auch die Dynamik der jeweiligen sektoralen Beiträge zu den einzelnen Umweltbelastungen: Für den Tourismussektor wird z. B. ein mehrheitlicher Anstieg der Beiträge zu einzelnen Umweltbelastungen festgestellt. Dagegen konstatiert die EEA für den Industriesektor, der für viele Umweltbelastungen eine hohe Problemrelevanz hat, in fast allen Problembereichen einen abnehmenden Problemdruck. Dies gilt mehrheitlich auch für den Energiesektor. Für die Landwirtschaft wird für die meisten Umweltbelastungen eine Abnahme oder ein Stagnieren des allgemein hohen Problemdrucks bilanziert. Im Fall der Sektoren Transport und Haushalte halten sich die von der EEA festgestellten Zu- und Abnahmen der Beiträge zu einzelnen Umweltbelastungen die Waage (EEA, 2001).

Mangelnde Konzentration der deutschen Umweltpolitik auf persistente Umweltprobleme

38. In ihrem Umweltprüfbericht für Deutschland empfiehlt die OECD der deutschen Politik ausdrücklich, sich künftig besonders den ungelösten Umweltproblemen zuzuwenden, wobei insbesondere auf den Schutz von Natur und Landschaft und auf die von Landwirtschaft und Verkehr ausgehenden diffusen Umweltbelastungen verwiesen wird (OECD, 2001b, S. 22).

Tabelle 2.1-1

Beispiel für die Darstellung sektoraler Beiträge zu wichtigen Umweltbelastungen – die Matrixstruktur der EEA

Belastung / Verursacher	Ressourcenverbrauch				Emissionen					Wasser			Gefährliche Substanzen		Bio-diversität
	Flächenverbrauch/ Bodendegradation	Wasserverbrauch	Abfallaufkommen	Energie-umwandlung	Klimawandel	Ozonloch	Versauerung	Bodennahes Ozon	städt. Luftqualität	Gütequalität von Fliess-Gewässern	Eutrophierung	Gütequalität der Meere	Chemikalien	Bodenkontamination/ Altlasten	
Landwirtschaft	• • •	• • •	•	•	•		••	••	•	• • •	• • •		• • •		• • •
Industrie		•	••	••	••	• • •	•	•	•	•	•	••	• • •	• • •	
Transport	•		•	••	••		••	• • •	• • •		•	•		•	•
Energie		•	•	••	••		••	•	•	•	•	•			
Tourismus	•	•	•	•	•		•	•	•		•	•			•
Haushalte	•	•	•	••	•		•			• • •	• • •	•	••		•
Militär														• • •	

• • • Überdurchschnittlich hoher Belastungsanteil (~> 40 % der Gesamtbelastung)
• • Hoher Belastungsanteil (~ 20 % bis 40 % der Gesamtbelastung)
• Niedriger Belastungsanteil (~< 20 % der Gesamtbelastung)

Quelle: EEA, 2001, S. 11 (leicht verändert)

Die notwendige systematischere Bearbeitung dringlicher persistenter Probleme setzt eine entsprechend differenzierte Bilanzierung der umweltpolitischen Leistungen voraus. Daran fehlt es in Deutschland bislang. Die „Daten zur Umwelt 2000“ bieten hierfür zwar durchaus eine Grundlage, aber eine Bilanzierung, die – beispielsweise in der Art des Ampelschemas der OECD – bestehende Probleme explizit nach Persistenz und anderen Dringlichkeitskriterien klassifiziert, erfolgt bisher nicht (UBA, 2001a). Die „Daten zur Natur“ (BfN, 1999) arbeiten die Gefährdung der biologischen Vielfalt zwar in einer deutlich problemorientierteren und auch auf typische Verursachungsprozesse bezogenen Weise heraus. Anzuraten wäre aber auch hier eine zusammenfassende Bilanzierung zur Verdeutlichung von Handlungserfordernissen und eine Darstellung der sektoralen Verursacheranteile. Der Umweltbericht der Bundesregierung 1998 (BMU, 1998) präsentiert eher eine Erfolgsbilanz, als die Schwerpunkte künftigen Handlungsbedarfs zu verdeutlichen. Darstellungen dieser Art können in der Öffentlichkeit leicht eine Entwarnungswirkung haben, die die Bereitschaft zu erhöhten Anstrengungen untergräbt.

Das Umweltbundesamt hat zwar mit der Studie „Nachhaltiges Deutschland“ aus dem Jahr 1997 eine Akzentuierung zentraler Problemfelder vorgenommen und will dies in einer Folgestudie fortführen. Die Umweltberichterstattung blieb davon jedoch bisher weitgehend unberührt (UBA, 1998). Eine gezielte Darstellung von Problemfeldern, auf denen bisherige Maßnahmen keine ausreichenden Wirkungen hatten, ist aber die erste Voraussetzung für Hemmnisanalysen und die Erarbeitung besserer Strategien. Die naturwüchsige Erfolgsorientierung jeder Art von Politikberichterstattung darf dem nicht entgegenstehen.

Die oben dargestellten Studien auf europäischer und OECD-Ebene zeigen eine zunehmende Konvergenz bei der Bestimmung ungelöster, dauerhafter Umweltprobleme. Die Prioritätenliste dieser Probleme (Klimaschutz, Artenschutz, Grundwasser- und Bodenschutz wie auch Chemikalienkontrolle) findet sich grundsätzlich auch im Länderprüfbericht der OECD für Deutschland (OECD, 2001b). Die jüngsten „Daten zur Umwelt 2000“ sind mit dieser generellen Beurteilung vereinbar (UBA, 2001a).

Zur gesellschaftlichen Struktur von Umweltproblemen

39. Umweltprobleme haben nicht nur eine ökologische Seite. Sie haben auch eine gesellschaftliche oder soziopolitische Dimension (ausführlich dazu JÄNICKE, 1996). Ob wirksame Gegenmaßnahmen politisch eher leicht oder eher schwer zu ergreifen sind, hängt ab von:

– der öffentlichen Problemwahrnehmung,

– den Verursachungsstrukturen und

– den verfügbaren Lösungsoptionen.

Umweltpolitik in Industrieländern war bisher relativ erfolgreich bei einem Problemtypus, der sich einerseits durch gute Wahrnehmbarkeit, breite Betroffenheit und entsprechende Politisierbarkeit – bei relativ klaren Verursachungsverhältnissen – auszeichnete und bei dem andererseits technische Lösungsoptionen oder gar so genannte Win-win-Lösungen verfügbar waren. Smogsituationen in Ballungsräumen oder das Waldsterben sind Beispiele solcher gut wahrnehmbaren Problemformen, bei denen Optionen in Form nachgeschalteter „End-of-pipe-Technologien“ zur Verfügung standen und das politische Agenda-setting relativ leicht war.

In diesen Fällen war auch das vorhandene hohe Einflusspotenzial von wirtschaftlichen Verursacherinteressen kein Hinderungsgrund für wirksame Gegenmaßnahmen. Mobilisierbare Interessen der von den genannten Umweltproblemen Betroffenen trafen auf Interessen der Anbieter von technischen Problemlösungen (z. B. Katalysatoren, Rauchgasreinigungsanlagen). In Deutschland ist dies eine Industrie, die inzwischen fast 1,4 Millionen direkt und indirekt Beschäftigte aufweist (UBA, 2001b, S. 44). Maßnahmen des Umweltschutzes konnten in diesem Zusammenhang als mit wirtschaftlichen Interessen vereinbar und beschäftigungswirksam legitimiert werden, was ihre Umsetzung erleichterte. Zu den wirtschaftlichen Anbieterinteressen gesellten sich oft auch Akteure aus dem öffentlichen Bereich, einschließlich der Wissenschaft, die von einer Problemlösung ebenfalls materielle Vorteile oder zumindest einen Bedeutungsgewinn erwarten konnten (PRITTWITZ, 1990).

Im Falle der Substitution von ozonschädigenden Substanzen spielte auch das relativ geringe Gewicht des betroffenen Segments der Wirtschaft eine Rolle. Geringe Einflussmacht des Verursacherinteresses ist eine eher günstige Voraussetzung wirksamer Umweltpolitik. Häufig ist es auch von Vorteil, wenn zentrale Punktquellen – anstelle von diffusen Quellen – nicht nur die Verursachung transparent machen sondern auch eine Akteurskonfiguration ergeben, die kooperative Lösungen erleichtert und bei der die Anzahl der von politischen Maßnahmen spürbar negativ Betroffenen gering bleibt.

Anders verhält es sich bei „schleichenden Degenerationsprozessen“ (vgl. LUHMANN, 2001; SRU, 2000, Tz. 51; BÖHRET, 1990; ZIESCHANK, 1988), die von einem breiten Verursacherspektrum ausgehen und nicht auf Anbieterinteressen von marktfähigen Problemlösungen treffen. Beispiele sind Artenverluste, die Boden- und Grundwasserkontamination oder die Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr: Hier entsteht – bei geringer Sichtbarkeit und geringer Evidenz der Bedeutung für die unmittelbaren persönlichen Lebensbedingungen – kaum eine politisierbare Betroffenheit. Die Flächeninanspruchnahme ist z. B. im Einzelfall der Bebauung zwar wahrnehmbar, als problematischer Prozess aber nur erkennbar, wenn er über lange Zeiträume wahrgenommen und in die Zukunft fortgeschrieben wird. Die Verursacher, vom individuellen Bauherrn über den Straßenverkehr bis zum Staat und seiner Baupolitik, haben ein erhebliches politisches Gewicht. Technische Lösungen mit entsprechenden Anbieterinteressen gibt es kaum.

Lösungen sind hier notwendigerweise struktureller Art und betreffen den Wandel von Industrie-, Verkehrs- und

Verbrauchsstrukturen oder von Lebensstilen. Dabei besteht wenig Aussicht, zusätzliche Anbieterinteressen befriedigen zu können; stattdessen müssen nicht selten auch Einschränkungen hingenommen werden. Deren Notwendigkeit ist angesichts unzureichenden öffentlichen Problembewusstseins vergleichsweise schwer zu vermitteln. Auch ist der künftige Nutzen einer Problemvermeidung weniger präsent als die gegenwärtige Einbuße. Darüber hinaus ist die globale Dimension bestimmter persistenter Umweltprobleme, wie z. B. des Klimawandels, zu beachten. Eine adäquate Problembewältigung ist allein auf nationaler Ebene nicht möglich, sondern erfordert die – schwierige – internationale Koordination der Anstrengungen (WBGU, 2001).

Politikversagen und Kapazitätsgrenzen

40. Neben den strukturellen Besonderheiten der ungelösten Umweltprobleme kann deren Persistenz auch auf spezielles Politikversagen zurückgeführt werden. Dieses kann in Defiziten auf den folgenden Stufen der politischen Willensbildung bestehen:

– Zielbildungsdefizite: Die Ziele können zu „schwach“ oder zu vage formuliert sein oder so, dass sie keine Überprüfung zulassen.

– Defizitäre Umsetzungsstrategien und Instrumente: Die operativen Schritte können im Hinblick auf das definierte Ziel unzureichend sein.

– Vollzugsdefizite: Die Umsetzung der Maßnahmen im Verhältnis zu den Politikadressaten kann unzulänglich sein.

– Kapazitätsdefizite: die Persistenz von Umweltproblemen kann auch darauf zurückzuführen sein, dass die Handlungsfähigkeit des Staates gegenüber dem konkreten Problem und seinen Verursachern unzureichend war.

Der letztgenannte Fall ist von wesentlicher Bedeutung, da der Frage der umweltpolitischen Kapazitätsbildung im Hinblick auf Industrieländer in aller Regel keine oder nur geringe Bedeutung zugemessen wird. Dass die Bewältigung eines Umweltproblems die bestehende politische Handlungsfähigkeit eines Landes übersteigt, dass Konfliktfähigkeit, Mittel, Personal, Zuständigkeiten, Wissen oder Technologien fehlen, ist jedoch nicht auf Entwicklungsländer beschränkt. In einem solchen Falle reicht es nicht aus, nur die Angemessenheit etwa des eingesetzten Instrumentariums zu diskutieren. Vielmehr geht es nun auch um die Frage, ob unter den gegebenen Umständen eine Problemlösung überhaupt und speziell im Hinblick auf den Einfluss von Verursachermacht durchsetzbar ist (zum Kapazitätsaspekt JÄNICKE und WEIDNER, 1997). Wo dies nicht der Fall ist, ist die Verbesserung der umweltpolitischen Handlungsbedingungen die notwendige Gegenstrategie. Dies ist keine einfache Lösungsvariante. Unter anderem setzt sie ein hohes Maß an politischer Innovationsfähigkeit voraus. Infrage kommen veränderte institutionelle Arrangements oder die Einbeziehung der internationalen Handlungsebene ebenso wie die Schaffung von strategischen Allianzen. Ein Beispiel hierfür ist die Interessenkoalition von Abgeordneten der Regierungsfraktionen, Umweltverbänden und Interessenverbänden aus dem Branchenbereich der erneuerbaren Energien hinsichtlich der Verabschiedung des „Erneuerbare-Energien-Gesetzes“ im Jahr 2000 (vgl. BECHBERGER, 2000).

Auch die gezielte und vorbereitete Nutzung situativer Einflusschancen kann die Handlungsfähigkeit der Umweltpolitik verbessern. Situative Handlungschancen entstehen oft durch negative (Beispiel: BSE-Krise), aber auch durch positive Ereignisse (Beispiel: das Auftauchen einer neuen Technologie). Eine Vorbereitung auf die Möglichkeit solcher Situationen im Sinne der Erarbeitung von weiter gehenden Handlungskonzepten erscheint in diesem Zusammenhang sinnvoll.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

41. In Anlehnung an die Systematik der OECD und der EEA lassen sich drei Kategorien von Umweltproblemen unterscheiden. Erstens: Persistente Umweltprobleme, die bei anerkanntem Handlungsbedarf über einen längeren Zeitraum nicht zu angemessenen Maßnahmen oder nicht zu deren erfolgreicher Umsetzung geführt haben. Zweitens: Umweltprobleme, bei denen ergriffene Maßnahmen eine Belastungsverringerung bewirkten, die aber insbesondere im Hinblick auf Langzeitwirkungen (wachstumsbedingter Wiederanstieg, Akkumulationseffekte) nicht ausreicht. Drittens: Umweltprobleme, die so weitgehend gelöst sind, dass auch langfristig keine erheblichen Beeinträchtigungen von Mensch und Natur zu erwarten sind. Die dritte Kategorie wurde auch in entwickelten Industrieländern wie der Bundesrepublik Deutschland bislang nur in wenigen Ausnahmefällen erreicht (z. B. Bleiemissionen des Straßenverkehrs).

Insgesamt kommt der Umweltrat zu folgenden Schlussfolgerungen und Empfehlungen:

– Zu einer Entwarnung in der Umweltpolitik besteht kein Anlass. Deutliche Verbesserungen der Umweltqualität sind bislang nur in Teilbereichen erzielt worden. In anderen Bereichen geben der Zustand der Umwelt und vor allem der Trendverlauf keinen Grund zur Zufriedenheit. Insbesondere aufgrund des hohen Schadenspotenzials bzw. der Irreversibilität im Bereich der persistenten Umweltprobleme muss der Stellenwert dieses Politikfelds als unverändert hoch angesehen werden.

– Voraussetzung für eine wirkungsvollere Bekämpfung insbesondere der persistenten Umweltprobleme ist eine differenzierte Bilanzierung der umweltpolitischen Leistungen in der deutschen Umweltberichterstattung. Besondere Bedeutung kommt dabei der Darstellung der anhaltenden, mit bisherigen Maßnahmen nicht gelösten Umweltprobleme zu. Diese muss Langzeitprognosen einschließen, die sowohl der Akkumulationsproblematik als auch möglichen wachstumsbedingten Tendenzen eines Wiederanstiegs von Belastungskurven Rechnung tragen.

– Auf dieser Basis sollte sich die Umweltpolitik, insbesondere in der öffentlichen Thematisierung, aber auch bei der programmatischen Prioritätensetzung, vorrangig den Umweltproblemen zuwenden, die erhöhte – strategische – Anstrengungen der Gesellschaft erfordern. Klima-, Arten-, Boden- und Grundwasserschutz sind anerkannte Beispiele solcher Handlungsfelder. Die definitive Bestimmung derartiger Schwerpunktbereiche sollte aus einem breiten politischen Diskurs mit entsprechendem wissenschaftlichem Input hervorgehen, für den die weitere Entwicklung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie einen geeigneten Rahmen bietet.

– Umweltprobleme dürfen nicht nur in ihrer ökologischen Dimension gesehen werden. Ihre Wahrnehmung hängt – abgesehen von eher psychologischen Determinanten wie der Bevorzugung von Gesundheitsaspekten (Beispiel: BSE) – mit sozialen Faktoren zusammen, die weit davon entfernt sind, objektive Berücksichtigungsmaßstäbe zu ergeben. Fallweise Überbewertungen von weniger schwer wiegenden aber öffentlichkeitswirksamen Umweltrisiken sind ebenso möglich wie die Unterbewertung langfristig existenzbedrohender Umweltgefährdungen. Hinsichtlich der persistenten Probleme ist aufgrund ihrer Problemstruktur eher eine Unterbewertung typisch. Eine Konsequenz muss deshalb sein, die Rolle von Wissenschaft nicht nur in der Analyse sondern auch in der politischen Thematisierung der langfristigen Umweltprobleme zu stärken. Umweltwissenschaft kommt gerade bei den ungelösten Umweltproblemen die Rolle eines zentralen Akteurs der Umweltpolitik zu, der Handlungsbedarf aufzeigen und die Ausbildung eines öffentlichen Problembewusstseins unterstützen muss.

– Die persistenten Umweltprobleme legen eine – sektorale – Strategie nahe, die langfristige Ziele im Zusammengehen mit den zentralen Verursacherbereichen entwickelt und umsetzt. Dies betrifft vor allem die Bereiche Verkehr, Energie und Landwirtschaft. Der Umweltrat begrüßt, dass diesen drei Bereichen im so genannten Cardiff-Prozess der EU wie offenbar auch in der geplanten deutschen Nachhaltigkeitsstrategie vorrangige Bedeutung zugemessen wird (vgl. Tz. 255 ff.). Die Bedeutung des Bausektors insbesondere für den Flächenverbrauch hatte unter anderem die Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ zusätzlich hervorgehoben (Deutscher Bundestag, 1998).

– Eine solche Strategie setzt die Konfrontation der Verursacher mit den langfristigen Umweltproblemen voraus, an denen sie beteiligt sind. Hierfür empfiehlt der Umweltrat die systematische Zuordnung von Umweltproblemen und Verursacherbereichen im Rahmen der deutschen Umweltberichterstattung. Dabei kann auf die umweltökonomischen Gesamtrechnungen des Statistischen Bundesamtes aufgebaut werden, die bereits für ausgewählte Umweltbereiche den sektorspezifischen Verursacherbeitrag darstellen (Energieverbrauch, Wasserentnahme und -abgabe, Abwassereinleitung und CO_2-Emissionen) (SCHOER et al., 2001).

– In der beschriebenen Weise koordinierte sektorale Strategien sind ein neuer Ansatz mit zusätzlichen Handlungschancen, der aber das herkömmliche Instrumentarium der Umweltpolitik nicht ersetzen, sondern nur sinnvoll ergänzen kann. Große und inhomogene Verursachergruppen wie Verbraucher, Autofahrer oder Kleinverbraucher im Energiebereich erfordern weiterhin den Einsatz der klassischen Regelsteuerung, insbesondere den verstärkten Einsatz von breit wirkenden ökonomischen Instrumenten, aber auch von ordnungsrechtlichen und informationellen Instrumenten.

– Die wahrgenommene Bedeutung von Umweltproblemen hängt auch mit dem Gewicht von Anbieterinteressen für Problemlösungen zusammen. Hierzu gehören nicht zuletzt innovative Unternehmen, die mit ihren Angeboten die ökologische Modernisierung vorantreiben. Wo immer möglich, sollte die Umweltpolitik daher das Bündnis mit solchen Interessen frühzeitig suchen.

– Die persistenten Umweltprobleme verweisen auch auf unzulängliche Handlungskapazitäten der Politik. In diesem Fall liegen die Hemmnisse nicht in Mängeln der Politik, sondern in den objektiven Grenzen ihrer Möglichkeiten. Dies legt den gezielten Aufbau von neuen Handlungsmöglichkeiten der Umweltpolitik nahe (capacity-building). Neue institutionelle Arrangements, umweltbezogene strategische Allianzen oder die Einbeziehung der internationalen Handlungsebene bieten hier prüfenswerte Möglichkeiten (s. außerdem Kap. 2.3). Sektorale Umweltstrategien haben in diesem Zusammenhang den Vorteil, dass sie vorhandene Kapazitäten in Verwaltungen oder Unternehmen in veränderter Weise nutzen, um Umweltbelangen in Verursacherbereichen unmittelbare Geltung zu verschaffen.

2.2 Innovationsorientierte Umweltpolitik

2.2.1 Ausgangssituation

42. In ihrer Koalitionsvereinbarung behandeln die derzeitigen Regierungsparteien die Umweltpolitik unter dem Titel „Ökologische Modernisierung“ (SPD, 1998, Kap. 4). Dieser Begriff wird nicht näher definiert, aber wie folgt umschrieben: „Unser Ziel ist eine nachhaltige, d. h. wirtschaftlich leistungsfähige, sozial gerechte und ökologisch verträgliche Entwicklung. Die Entwicklung und Einführung neuer produktionsintegrierter und damit an den Ursachen der Umweltzerstörung ansetzender Technologien und Verfahren sowie innovativer Produkte und Dienstleistungen wird zur Schaffung von zukunftsfähigen Arbeitsplätzen beitragen“ (SPD, 1998, Kap. 4). Ökologische Modernisierung soll zum „Schwerpunkt einer neuen Technologie- und Industriepolitik“ werden. Mit diesem Programm solle Deutschland eine „Vorreiterrolle“ einnehmen (SPD, 1998, Kap. 4).

Der Begriff der ökologischen Modernisierung wurde zur Kennzeichnung einer Strategie, die auf eine innovationsorientierte Integration von Ökologie und Ökonomie zielt, in Deutschland Anfang der Achtzigerjahre eingeführt (JÄNICKE, 1984; HUBER, 1985; SIMONIS, 1985;

ZIMMERMANN et al., 1990). Schon 1983 wurde unter dieser Bezeichnung eine solche Integrationsstrategie in der „Alternativen Regierungserklärung“ der Zeitschrift NATUR am Beispiel von beschäftigungswirksamen Umweltinnovationen in den Sektoren Industrie, Energie, Verkehr und Bau konkretisiert (NATUR 3/1983). Heute hat der Begriff der ökologischen Modernisierung über Deutschland hinaus internationale Breitenwirkung erlangt (vgl. MOL und SONNENFELD, 2000; MURPHY und GOULDSON, 2000; YOUNG, 2000; COHEN, 1998; HAJER, 1995; WEALE, 1992).

43. Der Umweltrat hält das in der Koalitionsvereinbarung umrissene Konzept einer auf technische Innovationen ausgerichteten ökologischen Modernisierung grundsätzlich für eine sinnvolle, auch im internationalen Zusammenhang anschlussfähige Leitlinie. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die Problemlösungsfähigkeit dieses Konzepts Grenzen hat (näher dazu Tz. 66 ff.) und dass die Erschließung ökologischer Modernisierungspotenziale an Voraussetzungen gebunden ist, die eine erfolgreiche Strategie der ökologischen Modernisierung in Rechnung stellen muss. Dies soll im Folgenden näher ausgeführt werden.

2.2.2 Zum Konzept der „Ökologischen Modernisierung“

44. Modernisierung ist, bezogen auf den Bereich der Wirtschaft, die systematische Verbesserung von Verfahren und Produkten auf der Basis neuer wissenschaftlicher und technischer Erkenntnisse. Sie ist ein Systemzwang insbesondere für entwickelte Industrieländer, die sich im Innovationswettbewerb behaupten müssen. Ökologische Modernisierung zielt auf eine Veränderung der Entwicklungsrichtung des technischen Fortschritts in der Weise, dass der Zwang zur ständigen Verbesserung von Verfahren und Produkten in den Dienst der Umwelt gestellt wird. Insbesondere wird eine Effizienzsteigerung der Nutzung von Umweltfaktoren angestrebt, die der kontinuierlichen Effizienzsteigerung beim Einsatz des Faktors Arbeit nahe kommt. Dies ist der ursprüngliche Kern des Konzepts. Es geht um die Entwicklung und Anwendung ökologisch angepasster und in diesem Sinne zukunftsfähiger Technologien. Betont wird dabei die Möglichkeit von ökologisch-ökonomischen „Win-win“-Lösungen, die vor allem in Kostensenkungen und Erfolgen im Innovationswettbewerb gesehen werden.

Ökologische Modernisierung betrifft nicht nur Umweltinnovationen, sondern auch deren Verbreitung. Sie setzt jenseits der nachgeschalteten Umwelttechnik (engl.: end-of-pipe technology) und erst recht der bloß reparierenden Maßnahmentypen an. Sie kann in inkrementalen (engl.: cleaner technology) wie radikalen Innovationen bestehen (engl.: clean technology) und sich sowohl auf Verfahrens- als auch auf Produktinnovationen beziehen. Die möglichen Verbesserungen betreffen so unterschiedliche Dimensionen wie die Materialintensität (Ressourceneffizienz), die Energieintensität (Energieeffizienz), die Flächenintensität (effiziente Bodennutzung), die Transportintensität (effiziente Logistik) oder die Risikointensität (bei Anlagen, Stoffen und Produkten). Indirekt ist damit auch die Abfall- und Emissionsintensität betroffen (JÄNICKE, 1984).

45. Der Gedanke einer innovationsorientierten Umweltstrategie ist nicht völlig neu – er findet sich grundsätzlich bereits im Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 (Bundestagsdrucksache VI/2710). Er ist auch kein Spezifikum der deutschen Umweltpolitik. Eine große Zahl von OECD-Ländern ist in den Neunzigerjahren dazu übergegangen, ihre Umweltpolitik in Kategorien der Förderung von Innovation und Wettbewerbsfähigkeit neu zu definieren. Typisch ist dafür die Auffassung des schwedischen Umweltministeriums (übersetzt): „Umweltpolitik trägt zur Modernisierung der Unternehmen bei. Umweltverbesserungen sind ein wichtiger Wettbewerbsfaktor geworden“ (Ministry of Environment, 1996). Ähnliche Formulierungen finden sich auch im südkoreanischen langfristigen Umweltkonzept (übersetzt): „Korea wird Umweltschutzmaßnahmen verschärfen, um die Umweltqualität und die Wettbewerbsfähigkeit der koreanischen Unternehmen zu verbessern“ (Ministry of Environment, 1995). Auch im Entwurf für das 6. Umweltaktionsprogramm der EU heißt es an zentraler Stelle: „Strenge Umweltnormen sind Motor für Innovationen und bieten wirtschaftliche Möglichkeiten“ (Europäische Kommission, 2001, S. 3).

Klärungsbedarf besteht insbesondere hinsichtlich der konkreten Umsetzung einer Innovationsstrategie der Umweltpolitik. Angesichts von Marktunvollkommenheiten entstehen gerade Umweltinnovationen in aller Regel nicht von selbst. Oft erfordern sie Unterstützung vonseiten der Politik. Klärungsbedürftig sind nicht zuletzt die Handlungsspielräume der Bundesrepublik auf nationaler Ebene, denn innovationsorientierte Umweltpolitik ist häufig nur im Rahmen einer nationalen Vorreiterrolle möglich. Dabei hängen die Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit entscheidend von der Politikgestaltung ab.

Der Umweltrat sieht die folgenden Ausführungen als Beitrag zu einer differenzierten Sicht, die zugleich die oft unterschätzten Potenziale einer innovationsorientierten Umweltpolitik hervorhebt.

2.2.3 Porter-Hypothese: Umweltpolitik als Motor von Modernisierung und Wettbewerbsfähigkeit?

46. Empirische Studien über einen positiven Zusammenhang von Umweltregulation und Umweltinnovation gab es in den USA bereits in den Siebzigerjahren (ASHFORD, 2000, S. 102). Die Vorstellung, dass anspruchsvolle Regulationen in der Umweltfrage (oder in Bereichen wie der Produktsicherheit) als Motor der ökonomischen Modernisierung wirken und dadurch auch der Wettbewerbsfähigkeit dienen können, wird aber zumeist mit empirischen Untersuchungen des Harvard-Ökonomen Michael E. Porter verbunden (PORTER, 1991, S. 665 f.). Die so genannte Porter-Hypothese besagt in ihrem Kern, dass eine strikte Umweltpolitik die Unternehmen zu Innovationen und Effizienzsteigerungen veranlasst, die in mehrfacher Hinsicht zur Verbesserung der internationalen Wettbewerbsfähigkeit beitragen können. Dabei lassen sich zwei unterschiedliche Wirkungsmechanismen identifizieren (vgl. auch TAISTRA, 2000, S. 34 ff.):

– *Innovationseffekt:* Durch strengere Umweltregulierungen werden die Unternehmen der umweltbelastenden

Industrien zur Einführung umweltfreundlicherer bzw. ressourcensparenderer Produktionsverfahren und Produkte gezwungen, die nicht nur aus gesamtwirtschaftlicher, sondern auch aus einzelwirtschaftlicher Sicht vorteilhaft sind. Nach Einschätzung Porters werden die hiermit erzielbaren Kostensenkungen in vielen Fällen bereits ausreichen, um eine Überkompensation der Zusatzkosten strengerer Umweltregulierungen zu gewährleisten.

– *Vorreitereffekt:* Sofern die strengere nationale Umweltpolitik international diffundiert, kommt es zu einem Wettbewerbsvorteil der Unternehmen der inländischen umweltbelastenden Industrie, die dann die entsprechenden Anpassungsmaßnahmen schon früher als ihre ausländischen Konkurrenten vorgenommen haben wird. Zusätzlich ergeben sich Exportchancen für die Anbieter von Umwelttechnologien (vgl. bereits SRU, 1978, S. 528).

47. Die Porter-Hypothese ist in der ökonomischen Literatur auf geteiltes Echo gestoßen (zu einer Übersicht vgl. TAISTRA, 2000, S. 33 ff.). Dabei richtet sich die Kritik vor allem gegen die als „free lunch“-Hypothese bezeichnete Schlussfolgerung, bereits der Innovationseffekt könne ausreichen, um die Kosten strengerer Umweltregulierungen zu überkompensieren (z. B. PALMER et al., 1995, S. 120). Denn die Annahme eines solchen Effekts wäre gleichbedeutend mit der Unterstellung, dass die Unternehmen ohne entsprechende umweltpolitische Eingriffe umweltfreundliche und zugleich gewinnbringende Innovationen systematisch übersehen. Diese Verhaltensweise lässt sich zwar in Einzelfällen durch verschiedene Formen des Marktversagens begründen (z. B. unzureichend kurze Zeithorizonte, Informationsasymmetrien, Anreizprobleme zwischen Managern und Eigentümern); ein systematisches Übersehen von ökologischen Effizienzsteigerungen wäre allerdings eine zu weit gehende Annahme. Unstrittig ist demgegenüber, dass die durch strengere Umweltregulierungen ausgelösten Zusatzkosten zumindest teilweise durch induzierte Innovationen aufgefangen werden können.

Inwiefern der zweite der beiden genannten Wirkungsmechanismen – der Vorreitereffekt – zum Tragen kommen kann, ist davon abhängig, ob überhaupt, wie schnell und in welchem Ausmaß eine strengere nationale Umweltpolitik international diffundiert. Für die Vermutung, dass strengere Umweltregulierungen im Inland früher oder später auch durch das Ausland übernommen werden, spricht die Erfahrung, dass ein positiver Zusammenhang zwischen Pro-Kopf-Einkommen und der Nachfrage nach Umweltqualität besteht. Unter dieser Prämisse nimmt das Vorreiterland lediglich einen internationalen Trend vorweg und erringt hierdurch mittelfristig einen Vorsprungsgewinn. Dieses Szenario eines rein exogenen Auslandsnachzugs berücksichtigt jedoch noch nicht, dass strengere Umweltregulierungen im Inland zur Schaffung ökologischer „Lead-Märkte“ (s. Tz. 57 ff.) führen, deren Ausstrahlungs- und Demonstrationseffekte ein Nachziehen des Auslandes begünstigen.

Ein plausibles Szenario hätte damit folgende Gestalt: In der kurzfristigen Betrachtung erleiden die Unternehmen der umweltverschmutzenden Industrie des Vorreiterlandes einen Wettbewerbsnachteil aufgrund der Zusatzkosten strengerer Umweltregulierungen. Diese Zusatzkosten nehmen jedoch im Zeitverlauf aufgrund induzierter Innovationen ab, wobei dieser Effekt durch frühzeitige und glaubwürdige Ankündigung der Politikmaßnahmen begünstigt werden kann. In der längerfristigen Betrachtung wird das Ausland in der Regel nachziehen, und die Wettbewerbsnachteile der inländischen umweltverschmutzenden Industrie werden je nach Umfang des Auslandsnachzugs weiter abgebaut oder schlagen fallweise sogar in Wettbewerbsvorteile um. Gleichzeitig können die Unternehmen der inländischen Umweltschutzindustrie bzw. die Anbieter von umweltfreundlichen Produkten und Verfahren aufgrund zunehmender Exportnachfrage ihre Stellung auf den Auslandsmärkten verbessern.

Inwiefern die Wettbewerbsfähigkeit der Volkswirtschaft insgesamt betrachtet geschmälert oder erhöht wird, hängt ab von den Auswirkungen auf die umweltbelastende Industrie einerseits und auf die Produzenten von Umweltschutztechnik bzw. von Technologien mit höherer Umwelteffizienz andererseits.

48. Eine Überkompensation negativer Wettbewerbseffekte auf die umweltbelastende Industrie allein durch eine entsprechende Stärkung der klassischen Umweltschutzindustrie (im engeren Sinne) kann unter gegenwärtigen Bedingungen kaum erwartet werden. Zu beachten ist dabei allerdings, dass für die Zukunft eine starke Zunahme des Umweltschutzsektors zu erwarten ist (z. B. von HAUFF, 1998, S. 82), der nicht zuletzt auch von der EU-Osterweiterung profitieren wird. Darüber hinaus kann im Falle des Übergangs zu innovativen integrierten Technologien höherer Umwelteffizienz mit breiteren positiven Effekten gerechnet werden. Wie weit zusätzliche Erfolge im öko-innovativen Anlagenbau eine Überkompensation negativer Wettbewerbseffekte bei den *dirty industries* bewirken, wäre im Einzelfall zu prüfen. In jedem Fall kann aber davon ausgegangen werden, dass sich die Wirkungsvoraussetzungen für die Porter-Hypothese zunehmend verbessern werden.

Die Porter-Hypothese beschreibt nach Einschätzung des Umweltrates einen möglichen und durchaus auch plausiblen, aber nicht zwingenden Entwicklungspfad für den Fall, dass ein einzelnes Land eine umweltpolitische Vorreiterrolle einnimmt. Die Beurteilung ihrer praktischen Relevanz wird dadurch erschwert, dass sie sich nicht aus einem konsistenten Theoriegebäude ableitet, sondern lediglich aus einer Vielzahl von Fallstudien, in denen die Wettbewerbsfähigkeit von Industrien durch verschärfte umweltpolitische Maßnahmen letztendlich nicht geschwächt, sondern gestärkt wurde. Auch eine überzeugende empirische Überprüfung der Porter-Hypothese scheitert an zahlreichen methodischen Problemen ebenso wie an einer teilweise unzureichenden Datenlage. Es fehlt zwar nicht an Studien, die statistische Korrelationen zwischen der Schärfe der Umweltpolitik und der Wettbewerbsfähigkeit einer Ökonomie herstellen. Hieraus lassen sich jedoch keine Kausalbeziehungen ableiten. Jenseits von Kausalitätsbetrachtungen belegen diese Studien jedoch zumindest, dass kein grundsätzlicher Zielkonflikt

zwischen Umweltschutz und Wettbewerbsfähigkeit besteht. So weist auch der *Global Competitiveness Report 2000* des *World Economic Forum* in einer Untersuchung über fast 60 Länder eine hohe positive Korrelation zwischen anspruchsvoller Umweltpolitik und Wettbewerbsfähigkeit aus (World Economic Forum, 2000, S. 72 ff.).

Insgesamt sind die Ergebnisse empirischer Studien zur Porter-Hypothese kein Ersatz für differenziertere Analysen zum Thema (ausführlich TAISTRA, 2000, S. 56 ff.). Gleichwohl erachtet der Umweltrat die Nutzbarmachung der mit der Porter-Hypothese angesprochenen Mechanismen als zentralen Baustein einer zukunftsorientierten Umweltpolitik: Jenseits der Frage eines strikten theoretischen oder empirischen Nachweises der Richtigkeit der Hypothese, der in dieser Form ohnehin nicht zu erbringen wäre, lässt sich aus der Diskussion um die Porter-Hypothese die Handlungsanweisung ableiten, Umweltpolitik so zu gestalten, dass die Wirkungsvoraussetzungen für das Zustandekommen der mit der Porter-Hypothese vorgezeichneten Entwicklungen möglichst begünstigt werden. Dazu ist es erforderlich, dass die Umweltpolitik technisch-ökonomische Innovationen ebenso begünstigt wie die internationale Diffusion des zugrunde liegenden Politikmusters. Sofern diese beiden – in den folgenden Abschnitten noch zu betrachtenden – Anforderungen berücksichtigt werden, stellt sich das nationale umweltpolitische Handlungspotenzial auch im Zeichen der ökonomischen Globalisierung deutlich größer dar, als dies bei einer kurzfristigen statischen Betrachtung zunächst erscheinen mag.

2.2.4 Bestimmungsfaktoren betrieblicher Umweltinnovationen

49. Zur Beurteilung der Chancen einer innovationsorientierten Umweltpolitik ist zunächst ein Verständnis der Bestimmungsfaktoren betrieblicher Umweltinnovationen unerlässlich. Um klare Aussagen hierüber treffen zu können, ist es erforderlich, den Untersuchungsgegenstand im Gegensatz zu der in der Literatur oftmals sehr weit gefassten Definition von Umweltinnovationen (JÄNICKE et al., 2000, S. 128; KLEMMER et al., 1999, S. 28 f.; ZIMMERMANN et al., 1996, S. 13 ff.) einzugrenzen. Aus diesem Grunde wird hier ausschließlich auf das Verhalten von *Unternehmen* eingegangen, das anderen Bestimmungsgründen folgt als das Verhalten privater Haushalte oder sonstiger Institutionen. Untersucht werden somit so genannte technisch-ökonomische Umweltinnovationen (KLEMMER et al., 1999, S. 29; RENNINGS, 1999, S. 22).

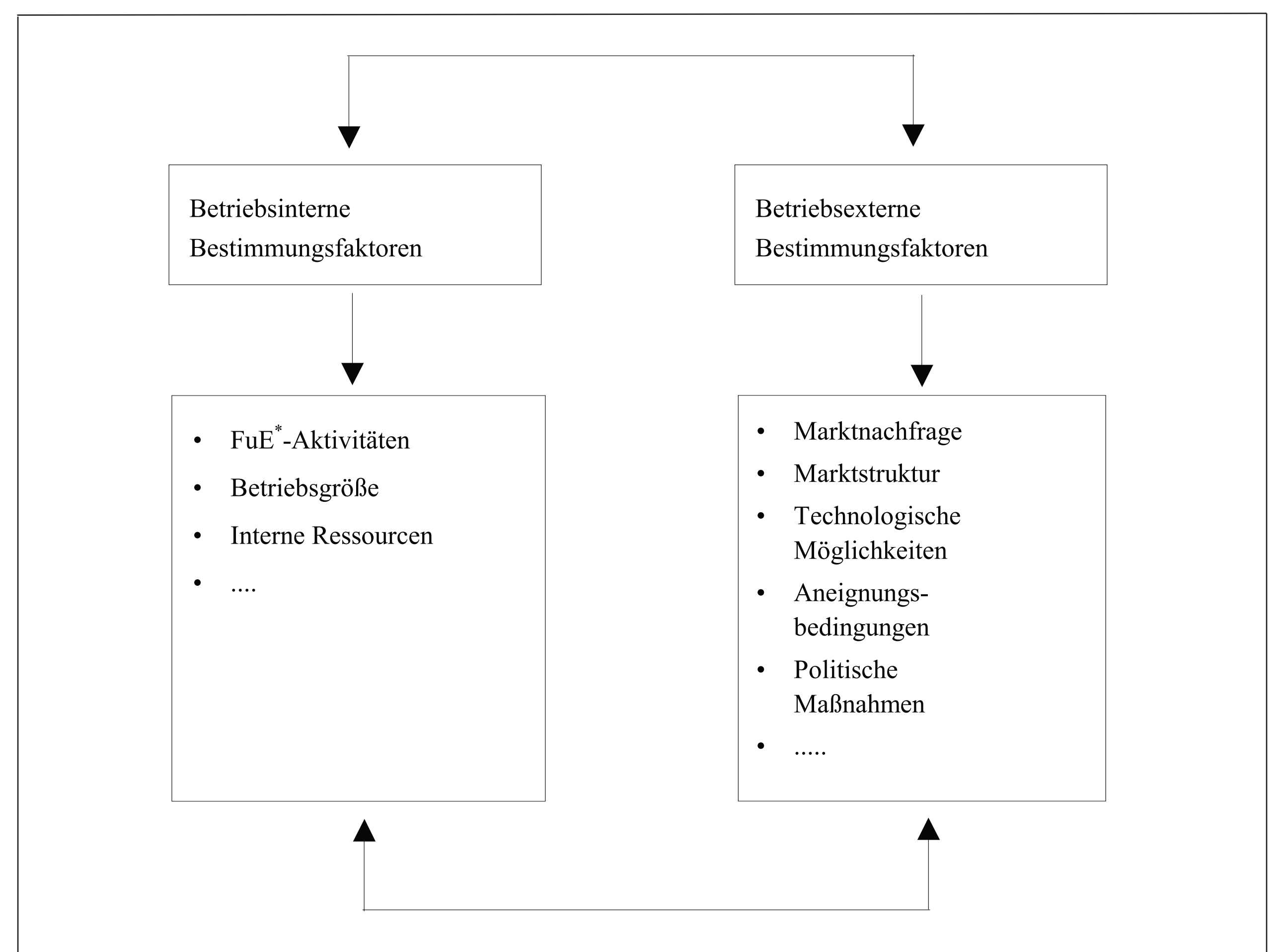
In der traditionellen ökonomischen Innovationsforschung stehen das Unternehmen und sein sozioökonomischer Handlungskontext im Vordergrund (DODGESON und ROTHWELL, 1994). Die Rolle von Staat und Politik im „nationalen Innovationssystem“ wird zu allererst in der Bereitstellung der Infrastruktur für die Erzeugung, den Transfer und die Anwendung von Wissen gesehen. Forschungspolitik und die staatliche Förderung von Forschungseinrichtungen sind dabei von zentraler Bedeutung (OECD, 1999a). Eine weitere Funktion des Staates ergibt sich durch den spezifischen Problembezug von Umweltinnovationen. Es handelt sich um Neuerungen, die eine „Verbesserung der Umweltqualität“ zur Folge haben (KLEMMER et al., 1999, S. 29). Da diese Verbesserung in der Regel einen positiven externen Effekt darstellt, für den am Markt keine unmittelbare Gegenleistung erzielt werden kann, ist die Entstehung von Umweltinnovationen mitsamt ihrer Diffusion stark von politischer Einflussnahme abhängig (ASHFORD, 2000; JÄNICKE, 2000; RENNINGS, 1999; PORTER und VAN DER LINDE, 1995; WALLACE, 1995). Der Staat spielt dabei eine weit über seine allgemeine technologiepolitische Bedeutung hinausgehende Rolle. Märkte für Umweltinnovationen sind in aller Regel staatlich regulierte bzw. politisch beeinflusste Märkte. Dabei können auch Nicht-Regierungs-Organisationen wie Greenpeace eine Rolle spielen (wie im Falle des FCKW-freien Kühlschranks, des chlorfreien Papiers oder des 3-Liter-Autos). Anders als bei „normalen“ Innovationen übernimmt die Politik hier häufig eine faktische Vermarktungsleistung.

Aus den Ergebnissen empirischer Studien kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass ein komplexer Zusammenhang zwischen umweltpolitischen Maßnahmen und der Entstehung von Umweltinnovationen besteht (CLEFF und RENNINGS, 2000, S. 345; HEMMELSKAMP, 2000, S. 320; CONRAD, 1998; JAFFE und PALMER, 1996, S. 13 ff.). Dabei stellen umweltpolitische Maßnahmen jedoch lediglich *eine* Bestimmungsgröße des Innovationsverhaltens der Unternehmen dar, deren Wirksamkeit entscheidend von der Interaktion mit anderen Determinanten abhängt (JÄNICKE et al., 2000, S. 132). Aus diesem Grund ist es notwendig, den Prozess der Entstehung von Umweltinnovationen in seiner Gesamtheit zu betrachten (GEORG et al., 1992, S. 547).

50. Unter Innovationen werden im Folgenden die Markteinführung eines neuen/verbesserten Produktes (Produktinnovation) und die unternehmensinterne Einführung eines neuen/verbesserten Produktionsverfahrens (Prozess- bzw. Verfahrensinnovation) verstanden. Sie umfassen sowohl technologische und organisatorische Maßnahmen als auch Aktivitäten der Vermarktung (vgl. hierzu OECD, 1993). Der hierzu notwendige Innovationsprozess besteht aus folgenden Phasen: der Gewinnung neuen Wissens durch Forschung und experimentelle Entwicklung (Inventionsphase), der ökonomischen Umsetzung und Markteinführung einer technischen Problemlösung (Innovationsphase im engeren Sinne) sowie abschließend der Verbreitung der bereits realisierten Innovation (Diffusionsphase). Die Aktivitäten der einzelnen Phasen stehen in einer vielfältigen Wechselbeziehung. Deshalb können weder wissenschaftliche bzw. technologische Fortschritte (*science-* bzw. *technology push*-Hypothese) noch private oder staatliche Nachfrageimpulse (*demand pull*-Hypothese) allein die Entstehung von Innovationen erklären (DEILMANN, 1995, S. 7 ff., m. w. N.). Vielmehr begründen sich Innovationen aus der komplexen Wechselwirkung einer Vielzahl von betriebsinternen und betriebsexternen Bestimmungsfaktoren, die im Folgenden näher betrachtet werden (vgl. auch Abbildung 2.2-1).

Abbildung 2.2-1

Bestimmungsfaktoren des betrieblichen Innovationsverhaltens



* Forschung und Entwicklung

– *FuE-Aktivitäten:* Die Gewinnung neuen Wissens durch eigene Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten (FuE) bildet als Grundlage für die Realisierung neuer Produkte und Verfahren eine bedeutende betriebsinterne Einflussgröße (z. B. CRÉPON et al., 1998, S. 15). Die Reorganisation der FuE-Ziele sowie eine Erhöhung der FuE-Ausgaben stellen für viele Unternehmen eine notwendige Voraussetzung dar, umweltfreundliche Produkt- und Prozessinnovationen zu realisieren (GREEN et al., 1994, S. 1053 f.). Eine Förderung betrieblicher FuE-Anstrengungen würde demnach zu einer Erhöhung der Zahl umweltinnovativer Unternehmen führen und darüber hinaus die Erfolgswahrscheinlichkeit entsprechender Projekte steigern.

– *Betriebsgröße:* Die Betriebsgröße kann unterschiedliche Effekte auf die Innovationsaktivitäten von Unternehmen ausüben (vgl. ÁCS und AUDRETSCH, 1992, S. 52 ff.; COHEN et al., 1987, S. 544 f.). Generell bestehen weder bei der Realisierung von Innovationen allgemeiner Art (vgl. COHEN, 1995, S. 189 f.) noch bei Umweltinnovationen Größenvorteile. Bei kleinen Unternehmen spielen insbesondere umweltfreundliche Produkte als Chance, sich in Marktnischen zu etablieren, eine wichtige Rolle. Ob die Vorteile oder Nachteile großer Unternehmen bei Verfahrensinnovationen überwiegen, ist von der angestrebten Zielsetzung abhängig (CLEFF und RENNINGS, 2000, S. 342; HEMMELSKAMP, 2000, S. 321; HEMMELSKAMP, 1999a, S. 145-160; KLEMMER et al., 1999, S. 107).

– *Interne Ressourcen:* Notwendige Voraussetzung für Innovationen ist eine ausreichende Ausstattung mit finanziellen Mitteln durch Eigenkapital bzw. Zugang zu Fremdkapital (COHEN, 1995, S. 198 f.). Darüber hinaus spielen Innovationsressourcen der Unternehmen, beispielsweise die Qualifikation des Personals, eine entscheidende Rolle, um relevantes externes Wissen etwa aus dem Wissenschaftssektor zu identifizieren und für eigene Innovationsvorhaben zu adaptieren (VEUGELERS, 1997, S. 305 f.; COHEN, 1995, S. 201 ff.). Vor allem umweltinnovative Unternehmen nutzen externe Informationsquellen z. B. in Form von Kooperationen im FuE-Bereich intensiv.

– *Marktnachfrage:* Unter den marktspezifischen Einflussfaktoren kommt der Marktnachfrage eine besondere Bedeutung zu. Das gegenwärtige Marktvolumen sowie die zukünftig zu erwartende Nachfrageveränderung determinieren den Innovationsanreiz für Unternehmen (HARABI, 1997, S. 31 f.). Dabei ist zu beachten, dass sich Umweltinnovationen auf Problemlagen beziehen, die in aller Regel weltweit vorhanden oder absehbar sind. Sie beziehen sich insoweit auf die für „Lead-Märkte“ wichtigen „future global needs“ (BEISE, 1999, S. 3). Darin liegt ein besonderes Potenzial für die internationale Verbreitung (vgl. auch Abschn. 2.2.6). Zumindest reduziert sich partiell die langfristige Prognoseunsicherheit hinsichtlich der potenziellen Nachfrage. Bei wachsender Weltbevölkerung und Industrieproduktion und eher rückläufiger Aufnahmekapazität der globalen Umwelt bietet die absehbar steigende Nachfrage nach Umwelteffizienz zumindest einen allgemeinen Orientierungshorizont für Innovateure. So wird in Prognosen für den Zeitraum nach 2010 mit einem Boom an radikalen Innovationen gerechnet, die Umweltbelastungen vermeiden oder reduzieren (FAUCHEUX, 2000). Darüber hinaus gilt es zu beachten, dass sich gerade Umweltinnovationen in aller Regel auch über politische Mechanismen ausbreiten (zu den innerstaatlichen Diffusionshilfen s. OECD, 1999b, S. 51 ff.). Dies beruht auf einer geradezu symbiotischen Interessenlage: Anbieter von Umwelttechnik oder umweltfreundlichen Produkten suchen die Unterstützung der Politik. Und die Politik ist auf der ständigen Suche nach technischen Problemlösungen – nicht zuletzt, weil diese im Vergleich zum strukturellen Eingriff leichter durchsetzbar sind. Das „Zusammenspiel von Regulation und Innovation“ im Umweltbereich (KEMP et al., 2000, S. 52) ist im Falle der Ausbreitung von Innovationen allerdings durch eine Vielfalt wechselseitiger Einflussbeziehungen gekennzeichnet (JÄNICKE, 2000). Umwelttechnische wie auch umweltpolitische Innovationen können heute auf ein breites Spektrum von internationalen Transfermechanismen jenseits des Marktes setzen, mit denen Organisationen von der OECD oder der Weltbank bis hin zu Greenpeace die rasche Ausbreitung dieser Innovationen auf dem Weltmarkt begünstigen (STEVENS, 2000; OECD, 1999a). Umweltpolitisches Pionierverhalten von Staaten (vgl. auch Abschn. 2.2.3) und die um sich greifende internationale Orientierung an Bestlösungen (best practice, benchmarking) (Tz. 58 f.) können diese Mechanismen verstärken.

– *Marktstruktur:* Von der Marktstruktur und insbesondere vom Konzentrationsgrad eines Wirtschaftszweiges gehen unterschiedliche Effekte auf den technischen Fortschritt innerhalb dieser Branche aus (vgl. hierzu TIROLE, 1995; REINGANUM, 1983; GILBERT und NEWBERY, 1982). Insbesondere eine zu erwartende Monopolstellung nach erfolgter Innovation zeigt in empirischen Studien einen signifikant positiven Einfluss (COHEN, 1995, S. 196). Zugleich behindern monopolistische Strukturen allerdings die schnelle Ausbreitung umwelttechnischer Neuerungen. Umgekehrt sind günstige Bedingungen für die schnelle Ausbreitung einer Innovation tendenziell gleichbedeutend mit ungünstigen Aneignungsbedingungen für den Innovateur (vgl. unten).

– *Technologische Möglichkeiten:* Unter den betriebsexternen Determinanten üben technologische Möglichkeiten einen bedeutenden Einfluss auf die Entstehung neuer Produkte oder Produktionsverfahren aus (vgl. KLEVORICK et al., 1995). Die zunehmende Dynamik des technischen Fortschritts und die steigende technische Komplexität sind verantwortlich für die wachsende Kostenintensität von Innovationsvorhaben. Sie zwingen Unternehmen, auf externe Informationsquellen zurückzugreifen. Aus diesen Gründen besitzen insbesondere für umweltinnovative Unternehmen externe Informationsquellen eine starke Bedeutung (CLEFF und RENNINGS, 1999, S. 63 f.). Dies zeigt sich auch bei einem Vergleich der FuE-Kooperationsneigung zwischen umweltinnovativen und nicht umweltinnovativen Unternehmen (HEMMELSKAMP, 1999a, S. 118) oder bei Betrachtung des steigenden Anteils im Rahmen staatlicher Förderprogramme in Verbundforschung durchgeführter Umweltschutzinnovationen (ANGERER und KUNTZE, 2000, S. 6). Industrielle Quellen technologischer Möglichkeiten stellen vor allem Lieferanten und Abnehmer dar. Nicht-industrielle Quellen bilden insbesondere Universitäten und sonstige Forschungseinrichtungen.

– *Aneignungsbedingungen:* Für den Innovationsanreiz eines Unternehmens ist von entscheidender Bedeutung, mit welcher Wahrscheinlichkeit sich aus der Innovation entsprechende Vorsprungsgewinne erzielen lassen. Ungünstig wirkt es sich daher aus, wenn sich durch Innovationsaktivitäten gewonnenes Wissen mit relativ geringen Kosten auf andere Wirtschaftssubjekte übertragen und entsprechend schnell imitieren lässt, ohne dass hierfür eine entsprechende Gegenleistung gezahlt werden muss (HEMMELSKAMP, 1999a, S. 76 ff.; DOSI, 1988, S. 1145 ff.; COHEN, 1995, S. 226 f.). Eine zu erwartende – volkswirtschaftlich an sich wünschenswerte – schnelle Diffusion von Umweltinnovationen veranlasst Unternehmen deshalb oft, sich als Trittbrettfahrer zu verhalten und keine Investitionen in Umweltinnovationen zu tätigen. Rechtliche und unternehmerische Schutzmechanismen wie Patente oder Geheimhaltung dienen dem Ziel, die Aneignungsbedingungen der Innovationserträge für den Innovateur zu stärken und spielen in diesem Zusammenhang eine bedeutende Rolle, um die Innovationsanreize für Unternehmen zu erhalten.

– *Politische Maßnahmen:* Wie oben bereits hervorgehoben, führen Umweltinnovation in der Regel zu einer Verbesserung der Umweltqualität, für die am Markt keine unmittelbare Gegenleistung erzielt werden kann. Zur Stimulierung von Umweltinnovationen kommt deshalb politischen Maßnahmen eine herausragende Rolle zu (vgl. z. B. CLEFF und RENNINGS, 1999, S. 80 f.; HEMMELSKAMP, 1999b, S. 40). Die Möglichkeiten innovationsfreundlicher Steuerungsansätze in der Umweltpolitik werden im folgenden Abschnitt näher beleuchtet.

SRU/UG2002/Abb. 2.2-1

2.2.5 Innovationsfreundliche Steuerungsansätze der Umweltpolitik

51. Nach den Ergebnissen der traditionellen umweltökonomischen Instrumentenanalyse sind unter dem Gesichtspunkt des Innovationspotenzials ökonomische Instrumente (Abgaben und Zertifikate) in der Regel gegenüber ordnungsrechtlichen Eingriffen vorzuziehen, weil von ihnen ein permanenter Anreiz ausgeht, nach weiter gehenden kosteneffizienten Möglichkeiten zur Umweltentlastung zu suchen (RENNINGS, 1999, S. 27 f.; MICHAELIS, 1996, S. 48 ff.; Tz. 191 ff.). Auch wird angenommen, dass ordnungsrechtliche Instrumente, sofern von ihnen eine Innovationswirkung ausgeht, tendenziell eher die weniger vorteilhaften additiven Umwelttechnologien als die Entwicklung integrierter Technologien begünstigen (KLEMMER et al., 1999, S. 109; MICHAELIS, 1996, S. 53). Diese Annahme hat ihre Berechtigung für den klassischen ordnungsrechtlichen Regelungsbereich der Emissionen aus ortsfesten Anlagen. Mit der für diesen Regelungsbereich charakteristischen ordnungsrechtlichen Verpflichtung, Umwelteinwirkungen nach dem Stand der Technik zu minimieren, ist ein gewisser Innovationsanreiz insofern verbunden, als sie einen Absatzmarkt für technische Innovationen garantiert, denen es gelingt, sich Anerkennung als „Stand der Technik“ zu verschaffen. Dieser Innovationsanreiz wirkt aber nicht unmittelbar auf die Betreiber der Anlagen oder Tätigkeiten, von denen Umwelteinwirkungen ausgehen, sondern auf die Anbieter von Umweltschutztechnologien. Bei den von diesen entwickelten Umweltschutztechnologien wird es sich – nicht zwangsläufig und in allen Bereichen, aber doch mit höherer Wahrscheinlichkeit – um additive Lösungen handeln, denn diese können als Zusatzeinrichtung für ansonsten nicht oder nur wenig veränderte Produktionsprozesses entwickelt und verkauft werden. Echte integrierte Verfahren sind dagegen regelmäßig mit tief greifenden Umstellungen des Produktionsprozesse selbst verbunden und können daher, wenn auch nicht ausschließlich, so doch eher in den produzierenden Unternehmen selbst entwickelt werden. Auf diese wirkt der Innovationsanreiz, der von ordnungsrechtlichen Verpflichtungen auf den Stand der Technik ausgeht, aber gerade nicht (LÜBBE-WOLFF, 2000; s. auch Tz. 196).

Die Analyse der möglichen Innovationswirkungen des Ordnungsrechts darf sich im Übrigen nicht auf den klassischen Anwendungsbereich der Regulierung von Emissionen aus ortsfesten Anlagen beschränken. Empirische Untersuchungen – etwa für den Chemiebereich – zeigen, dass vom Ordnungsrecht oder auch schon von der Ankündigung ordnungsrechtlicher Maßnahmen – bei hinreichender Anpassungsfrist – durchaus Innovationseffekte ausgehen können (STEVENS, 2000; JACOB, 1999; WALLACE, 1995). Die OECD betont auch die Innovationswirkung von Zulassungsverfahren und Produktverboten (STEVENS, 2000; OECD, 1999a, S. 10). Bei Zulassungsverfahren ist deren Ausgestaltung offenbar so entscheidend, dass ein abstrakter Vergleich mit anderen Instrumenten wenig Sinn hat (FLEISCHER et al., 2000). Die Wirksamkeit einzelner umweltpolitischer Instrumente hängt nach neueren empirischen Untersuchungen auch stark von der intendierten Art von Umweltinnovationen ab, wobei insbesondere zwischen Produkt- und Verfahrensinnovationen zu unterscheiden ist (z. B. CLEFF und RENNINGS, 1999; HEMMELSKAMP, 1999a).

52. Insgesamt lässt die Komplexität des Innovationsgeschehens, wie sich zeigt, durchaus kontroverse Interpretationen über die Rolle einzelner Instrumente der Umweltpolitik zu. Die Innovationswirkung umweltpolitischer Maßnahmen muss deshalb jenseits einer isolierten Instrumentenbetrachtung im Kontext umfassenderer Regulierungsmuster sowie sonstiger Rahmenbedingungen gesehen werden (KLEMMER et al., 1999, S. 109; WALLACE, 1995). Nach Lage der Dinge stellt sich der Politik hier eine Aufgabe von hohem Schwierigkeitsgrad, denn Innovationen sind nicht nur durch hohe Komplexität, sondern auch durch eine besondere Dynamik der Einflussfaktoren gekennzeichnet (vgl. Abschn. 2.2.4). Nach neueren Forschungen wartet der Umweltinnovateur zudem häufig nicht ab, bis eine Politik beschlossen und vollzogen ist (ASHFORD, 2000, S. 86; KEMP et al., 2000, S. 53; JACOB, 1999). Er orientiert sich oft bereits an der staatlichen Problemfeststellung und an Frühphasen der Politikformulierung. Hinzu kommt, dass staatliche Politik nicht der einzige Einflussfaktor im Handlungskontext des potenziell innovativen Unternehmens ist. Umweltinnovationen profitieren hier aber von einer stärkeren Rolle des Staates.

In der empirischen Umweltinnovationsforschung zeichnet sich ein Konsens dahin gehend ab, dass umwelttechnische Neuerungen zwar durch staatliche Aktivität begünstigt, zumeist aber nicht oder jedenfalls nicht allein durch einfache „Top-down“-Regulierung hervorgebracht werden. Innovationserfolge werden dabei weniger auf einzelne staatliche Entscheidungen als auf das geschickte Management von Kommunikationsprozessen mit anspruchsvollen Zielvorgaben, aber flexibler Umsetzung zurückgeführt. Obwohl im jeweiligen Einzelfall durchaus Unterschiede hinsichtlich der Wirkungen von Politikinstrumenten festzustellen sind, ist im Fall von Umweltinnovationen die verbreitete Vorstellung, dass mit spezifischen Instrumenten kalkulierbare spezifische Innovationswirkungen erzielt werden könnten, mit Skepsis zu betrachten. Einzelne umweltpolitische Instrumente sind hier vielmehr in einem „Multi-Impuls-Ansatz“ als nur einer unter mehreren Bestandteilen des „Policy-mix“ zu sehen (CARRARO, 2000, S. 285; KLEMMER et al., 1999, S. 53, 111; JÄNICKE und WEIDNER, 1995), der mit weiteren Einflussfaktoren dynamisch interagiert (Stil und Vernetzung der beteiligten Akteure, Handlungskapazität und Umfeld der Unternehmen usw.).

53. In einem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten „Forschungsverbund Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente“ (FIU) wurde dementsprechend ein Politikmuster vorgeschlagen, das auf Basis empirischer Innovationsfälle entwickelt wurde und der Komplexität der Einflussfaktoren besser Rechnung tragen soll (KLEMMER et al., 1999). Dabei spielen neben dem Wirkungsgefüge der Instrumente der Politikstil (RICHARDSON, 1982) und die

Akteurskonstellation eine besondere Rolle. Danach ist ein Politikmuster innovationsfreundlich, wenn

– die *Instrumentierung* auf klaren Zielvorgaben basiert, den verschiedenen Phasen des Innovationsprozesses, von der Invention bis hin zu der breiten Übernahme, Rechnung trägt, mehrere Instrumente kombiniert, aber den ökonomischen Anreizen besondere Bedeutung zumisst,

– der *Politikstil* ebenso dialogisch, konsensorientiert und flexibel wie anspruchsvoll und kalkulierbar ist und

– die *Akteurskonstellation* eine Integration der zuständigen staatlichen Instanzen (z. B. der Umwelt-, Energie- und Forschungspolitik), eine enge Vernetzung zwischen Staat und Zielgruppe, eine Vernetzung der Innovateure entlang der Wertschöpfungskette und eine Einbeziehung wichtiger Interessengruppen („stakeholders“) aufweist (BLAZEJCZAK et al., 1999).

Im Kern geht es um eine Strategie, die die ökologische Motivation und die Informationslage potenzieller Innovatoren verbessert und vor allem ihr Investitionsrisiko durch kalkulierbare Vorgaben verringert. Eine Strategie der Förderung von Umweltinnovationen sollte dabei frühzeitig mit klaren Problemdefinitionen und Zielvorgaben, aber mit „weichen“, kommunikativen Instrumenten beginnen. Für den Innovateur wird es dabei darauf ankommen, dass auch die Diffusionsbedingungen für sein Produkt günstig sind. Die frühzeitig bekundete Entschlossenheit der staatlichen Seite, die entsprechende Umweltmaßnahme auch wirklich durchzusetzen, spielt dabei eine wesentliche Rolle. Sie ist auch für frühe Übernahmeprozesse eine günstige Bedingung (CARRARO, 2000; JACOB und JÄNICKE, 1998; WALLACE, 1995).

54. Ähnlich empfiehlt die OECD eine systematische „Vorwarnung“ und ein „Timing“ entsprechender Politiken (STEVENS, 2000). Dabei gilt: Je glaubhafter staatliche Auflagen und Sanktionen bereits zu Beginn angedroht werden, desto wirksamer sind die „weicheren“ Mittel. Weiche und strikte Maßnahmen können sinnvoll auch von vornherein kombiniert werden, indem z. B. eine gesetzliche Regelung das Inkrafttreten strikter Maßnahmen zu einem in der Zukunft liegenden Zeitpunkt für den Fall vorsieht, dass bis dahin bestimmte vorgegebene Ziele nicht auf andere Weise erreicht worden sind. Solche eher managementorientierten Ansätze bieten sich an, wenn es um gezielte Umweltinnovationen geht, bei denen die potenziellen Innovateure und Zielgruppen direkt ansprechbar sind.

55. Neben der gezielten Induzierung von spezifischen Umweltinnovationen geht es aber auch um eine breit wirkende, *generelle* Innovationsförderung über allgemeine Rahmenbedingungen, die ein breites Spektrum potenzieller Umweltinnovateure weniger gezielt ansprechen. Hier ist die klassische Regelsteuerung im Sinne des Einsatzes breit wirkender Instrumente nach wie vor angebracht. Dabei haben in letzter Zeit vor allem Umweltabgaben und Energiesteuern, neuerdings auch Einspeisevergütungen im Stromsektor, an Bedeutung gewonnen. Natürlich ist die Leistungsfähigkeit des nationalen Innovationssystems und die staatliche Bereitstellung der Infrastruktur für Forschung, Entwicklung und Wissenstransfer – wie sie die Innovationsforschung stets betont hat – ebenfalls von wesentlicher Bedeutung. Staatliche „grüne“ FuE-Programme spielen in OECD-Ländern mit prononciert innovationsorientierter Umweltpolitik (wie den Niederlanden, Dänemark, Schweden, neuerdings auch Südkorea) eine wichtige Rolle.

56. Generell von Bedeutung für eine gezielte ebenso wie für eine breit wirkende Innovationsförderung sind klare Zielvorgaben, z. B. durch eine kooperative Umweltplanung im Sinne der Agenda 21. Sie enthält Elemente klassischer Regelsteuerung wie auch des „New Public Management“. Strategische Zielvorgaben dieses kooperativen Planungsansatzes verringern die betriebswirtschaftlichen Risiken entsprechender Innovationsprozesse und bieten den Neuerern besser kalkulierbare Investitionsbedingungen. Ist z. B. ein Gefahrstoff in angegebener Frist vom Markt zu nehmen, so hat der potenzielle Anbieter eines Ersatzstoffes mehr Sicherheit hinsichtlich der Rentabilität seiner Forschungs- und Investitionsplanungen. Nachhaltige Umweltplanung kann aber auch Innovationsmotive schaffen, sofern sie mit einem breiten zielorientierten Diskurs über konkrete Problemlagen verbunden ist. In der Regel ist moderne Umweltplanung mit Netzwerkbildungen verbunden, die auch den für Innovationen so wichtigen Informationsaustausch begünstigen. In diesem Zusammenhang verdient der europäische Industrieverband UNICE Interesse, der in einem Grundsatzpapier zur nachhaltigen Entwicklung in der EU folgende Forderung aufstellt: „... what is needed to move towards the objective of sustainable development is not successive incremental adjustments but a thorough *rethink* of processes/products, involving radical technological innovation. To promote such innovation, it is necessary to set stable and clear environmental objectives for the long term, accompanied by a predictable and supportive policy framework“ (UNICE, 2001, S. 5).

2.2.6 Zur Bedeutung ökologischer „Lead-Märkte“

57. Neben der innovationsorientierten Ausgestaltung der Umweltpolitik wurde in Abschn. 2.2.3 die Begünstigung internationaler Diffusionsprozesse als eine weitere Voraussetzung für das Wirksamwerden einer nationalen Vorreiterrolle identifiziert. In diesem Zusammenhang kommt der Schaffung ökologischer „Lead-Märkte“ eine herausragende Bedeutung zu. Lead-Märkte im Allgemeinen sind der geographische Kern des Weltmarktes für bestimmte Produkte oder Anlagen, die ohne wesentliche Änderungen auch in anderen Ländern vermarktet werden können (BEISE, 1999, S. 4). Empirisch zeichnen sich Lead-Märkte nach MEYER-KRAHMER (1999, S. 67 f.) aus durch

– hohes Pro-Kopf-Einkommen,

– hohe Qualitätsansprüche der Nachfrage und innovationsfreundliche Käufer,

– spezifischen Problem- und Innovationsdruck,

– flexible, innovationsfreundliche Rahmenbedingungen und Regulierungen,

– günstige Bedingungen für rasches Lernen der Anbieter oder auch

– Zulassungsstandards, die wegweisend für die Zulassung in anderen Ländern sind.

58. Als *ökologische* Lead-Märkte können regionale oder nationale Märkte für umweltfreundliche Technologien verstanden werden, die durch anspruchsvolle Umweltpräferenzen eines Landes, strikte Regulationen, spezielle Fördermaßnahmen oder andere Marktinterventionen – auch von Umweltverbänden oder Medien – angeregt wurden, zur internationalen Diffusion der neuen Technik führen und den Wettbewerb in anderen Marktregionen effektiv prägen (JÄNICKE, 2000). Ökologische Lead-Märkte treffen in der Regel auf ein potenziell globales Marktpotenzial, denn sie betreffen Verbesserungen bzw. Lösungen für Umweltprobleme, die zumeist weltweit oder zumindest in den Industrie- und Schwellenländern anzutreffen sind. Zudem steigt die Bedeutung ökologischer Lead-Märkte mit der generellen Tendenz zur Nachahmung von und der Orientierung an Bestlösungen *(best practice).*

Die Geschichte des Umweltschutzes ist reich an Beispielen für ökologische Lead-Märkte – von der gesetzlich erzwungenen Einführung des Abgaskatalysators für Autos mit Ottomotor in den USA oder der Rauchgasentschwefelung in Japan über die dänische Förderung von Windenergieanlagen bis hin zum FCKW-freien Kühlschrank in Deutschland. Eindrucksvoll ist auch die globale Ausbreitung von chlorfreiem Papier – von den politischen Interventionen durch Greenpeace und die EPA in den USA über die Einführung der chlorfreien Papierbleiche in Skandinavien und Greenpeace-Kampagnen in Deutschland und Österreich bis hin zu wirksamen politischen Marktinterventionen in Australien und südostasiatischen Ländern wie Thailand (MOL und SONNENFELD, 2000).

59. Über die Ausstrahlungseffekte ökologischer Lead-Märkte wird die internationale Politikdiffusion in mehrfacher Weise begünstigt, sodass sich trotz Globalisierungstendenzen eine entsprechende Erweiterung der nationalen umweltpolitischen Handlungsspielräume im Sinne der Porter-Hypothese ergibt (PORTER, 1991, S. 666):

– *First-mover-advantage:* Es kann sich ein nationaler Markt für eine umweltfreundliche Technologie bilden, der als Basis für die Expansion in größere Märkte dient. So hat das japanische Energiespargesetz von 1979 mit seinen strengen Höchstverbrauchsnormen die internationale Stellung japanischer Unternehmen gestärkt. Naturgemäß begünstigt es die Ausweitung der Nachfrage, wenn auch das erfolgreiche Regelungsmuster politisch diffundiert. So hat die 1997 in Deutschland eingeführte Steuerpräferenz für sparsame Autos deutsche Anbieter begünstigt (die frühzeitig informiert waren). Die Ausbreitung dieses Instruments – z. B. im EU-Raum – kann eine entsprechende Markterweiterung fördern. In diesem Fall betrifft der Ausstrahlungseffekt die *Nachfrage* außerhalb des nationalen Marktes.

– *Benchmarking:* Der ökologisch anspruchsvoll regulierte Pioniermarkt kann aber auch, indem er neue technologische Maßstäbe setzt, Ausstrahlungseffekte auf die Anbieter außerhalb des eigenen Landes haben. So hat Kalifornien mit strengeren Abgasvorschriften im Vergleich zu den übrigen USA insgesamt Einfluss auf die Autoindustrie zu nehmen vermocht (VOGEL, 1995). Ebenso hat Dänemark 1994 mit seiner gezielten Förderung energieeffizienter Kühlschränke europäische Firmen (Siemens, Bosch) zum Angebot entsprechender Geräte in Dänemark veranlasst. In einem solchen Fall kann es für die Wettbewerber einer Branche zu einem technologischen Qualitätsmerkmal werden, technologisch auch den anspruchsvollsten Teilmärkten gewachsen zu sein. Der Anpassungsdruck, den umweltpolitisch anspruchsvoll regulierte Märkte (wie der EU-Markt) auf Exportländer haben, ist wiederholt empirisch bestätigt worden (ELISTE und FREDRIKSSON, 1998; FOLJANTY-JOST, 1997).

– *Demonstrationseffekte:* Die erfolgreiche Einführung einer umweltfreundlichen Technologie in einem Land kann in Ländern mit vergleichbaren Umweltproblemen und Handlungskapazitäten tendenziell zu einem umweltpolitisch höheren Anspruchsniveau führen. Häufig wird in solchen Fällen nicht nur die Übernahme der betreffenden Technik, sondern auch die der politischen Fördermaßnahme gefordert. Die zunehmende Orientierung an *best practice* als umweltpolitische Maxime kommt dem entgegen.

– *Anziehungswirkung für Investoren:* Ökologisch streng regulierte oder anderswie anspruchsvoll gehaltene Märkte können aber auch Investoren anziehen. So hat die Firma Shell im Zeichen der massiven staatlichen Förderung von Solarenergie in Deutschland gerade in diesem Lande Investitionen für entsprechende Anlagen vorgenommen. Aus ähnlichen Motiven errichtet eine britische Firmengruppe (Ze Tek Power) in Köln eine Fertigungsstätte für Brennstoffzellen. Für ein Land, das wie Deutschland ausländische Direktinvestitionen derzeit vergleichsweise wenig anzieht, kann dieser Aspekt von Bedeutung sein.

60. Nach Auffassung des Umweltrates ist das hier zur Geltung kommende Einflusspotenzial für eine gezielte ökologische Modernisierung der internationalen Märkte von erheblicher Bedeutung. Eine systematische Förderung ökologischer Lead-Märkte beginnt im eigenen Lande mit der gezielten umweltbezogenen Innovationsförderung auf der Basis einer hoch entwickelten FuE-Infrastruktur. Neben spezifischen Fördermaßnahmen und Regulationen zugunsten umweltfreundlicher Technologien geht es aber auch um allgemeine Maßnahmen der Förderung einer ökologisch anspruchsvollen Nachfrage. In diesem Zusammenhang gewinnen Maßnahmen wie die umweltfreundliche Beschaffung der öffentlichen Hand, die durch Umwelt-Auditing geförderte umweltfreundliche Einkaufspolitik von Industrie und Handel

oder Verbraucheraufklärung und Produktkennzeichnung einen zusätzlichen Stellenwert (vgl. Abschn. 2.3.1).

Für die staatliche Diffusionsförderung und den Transfer von umwelteffizienten Technologien bieten sich vielfältige Ansatzpunkte von der Harmonisierung diesbezüglicher nationaler Regulationen oder Fördermaßnahmen innerhalb der EU bis hin zu internationalen Technologiekooperations- und -transfermechanismen vom Typus der Climate Technology Initiative (CTI). Die OECD hat eine ganze Reihe internationaler Diffusionsinstitutionen aufgelistet (STEVENS, 2000; OECD, 1999a). Daneben besitzen nach Auffassung des Umweltrates aber auch direkte deutsche Transferstrategien eine hohe Bedeutung. Sie reichen von der bilateralen Forschungskooperation (etwa zwischen Deutschland und Japan) über thematisch gezielte Fachkonferenzen bis hin zu kooperativen Investitionsstrategien (vgl. BMU, 2001, S. 9 f.).

2.2.7 Die Rolle nationaler Vorreiter

61. Eine innovationsorientierte Umweltstrategie setzt notwendigerweise staatliches Pionierverhalten voraus. Damit muss sie sich mit vielfältigen Bedenken auseinander setzen, die sowohl die Möglichkeit als auch die ökonomischen Risiken nationaler Vorreiterpolitik betreffen (vgl. auch Abschn. 2.2.3). Dabei wird aus der fortschreitenden Europäisierung der Umweltpolitik ebenso wie aus der Globalisierung der Märkte häufig eine generelle Schwächung des Nationalstaates, gerade auch in der Umweltpolitik, abgeleitet. Der Umweltrat sieht Anlass, dieses Bild zu überprüfen. Dabei ist insbesondere zu fragen, inwieweit die Globalisierung der Umweltpolitik tatsächlich zur Schwächung nationalstaatlicher Handlungsmöglichkeiten führt, inwieweit der Anpassungsdruck internationaler Märkte, wie er etwa in der Finanz- oder Sozialpolitik tatsächlich beobachtet werden kann, einer anspruchsvollen Umweltpolitik eines Landes wie der Bundesrepublik entgegensteht, und welche Chancenstruktur die Umweltpolitik im Zeichen des globalen Standort- und Innovationswettbewerbs der entwickelten Industrieländer aufweist. Nach Auffassung des Umweltrates darf die unbestreitbare Einschränkung territorialer Souveränität im Zeichen der Globalisierung nicht mit einem Verlust an staatlicher Problemlösungsfähigkeit gleichgesetzt werden (vgl. BERNAUER, 2000).

Globalisierung der Umweltpolitik

62. Während die ökonomische Globalisierung eine bis ins 19. Jahrhundert zurückreichende Entwicklung darstellt, ist die Globalisierung der Umweltpolitik ein relativ neues Phänomen. Sie besteht erstens im Bedeutungszuwachs internationaler Umweltinstitutionen, zweitens in der Übernahme umweltpolitischer Funktionen durch internationale Organisationen wie die OECD oder die Weltbank, drittens im Bedeutungszuwachs globaler zivilgesellschaftlicher und wissenschaftlicher Organisationen und Netzwerke, die – auch im Zeichen des Internets – als eigenständige Akteure auf der internationalen Ebene der Umweltpolitik wirksam werden. Die Globalisierung der Umweltpolitik hat viertens – vor allem in den Neunzigerjahren – zu einer weltweiten Ausbreitung umweltpolitischer Institutionen, auch in Entwicklungsländern, geführt und damit die Handlungskapazitäten von Nationalstaaten zumindest verbessert. Zugleich ist hier eine internationale Arena entstanden, auf der Staaten ein neues Handlungsfeld finden. Zur „Entgrenzung“ nationalstaatlicher Politik (KOHLER-KOCH, 1998) gehört auch diese zunehmende Bedeutung nationalstaatlicher Akteure in der globalen Politikarena. Nie zuvor haben z. B. kleine Länder eine solche Bedeutung für die globale Politikentwicklung gehabt, wie sie heute etwa die skandinavischen Länder oder die Niederlande in der Umweltpolitik besitzen.

Hervorzuheben ist dabei, dass diese Vorreiterländer der Umweltpolitik (ANDERSEN und LIEFFERINK, 1997) in besonders hohem Maße in den Weltmarkt integriert sind. Es handelt sich überdies um Länder mit hoher Wettbewerbsfähigkeit (ESI, 2001, S. 15). Zugleich sind es hoch entwickelte Länder. Als solche sind sie geprägt von dem spezifischen Zusammenspiel zwischen hoher wahrgenommener Umweltbelastung und hoher umweltpolitischer Handlungskapazität (JÄNICKE und JACOB, 2001).

Nationale Vorreiter der Umweltpolitik hat es immer gegeben, und sie haben die globale Entwicklung der Umweltpolitik stark geprägt. Anfang der Siebzigerjahre spielten diese Rolle die USA und Schweden, später Japan, in den Achtzigerjahren die Bundesrepublik Deutschland. Die Pionierrolle kleinerer europäischer Länder ist ebenso ein neueres Phänomen wie die beschleunigte Umsetzung umweltpolitischer Neuerungen. Ein bedeutsamer Aspekt der Globalisierung von Umweltpolitik ist also die Nachahmung bzw. Übernahme neuer Politikmuster und Institutionen, die sich in Vorreiterländern bewährt haben (KERN et al., 1999). Innerhalb von nur dreißig Jahren hat sich die Institution eines Umweltministeriums bzw. eines nationalen Umweltamtes in rund 150 Länder der Welt ausgebreitet. Ebenso haben sich nationale Umweltpläne bzw. Nachhaltigkeitsstrategien seit 1988 rasch in der großen Mehrheit der Länder etabliert. Diese Politikdiffusion kann von Land zu Land erfolgen, z. B. als Orientierung an fortschrittlichen Lösungen („lesson-drawing“, ROSE, 1993). Sie kann aber auch durch internationale Institutionen gefördert werden – eine Aufgabe, der sich z. B. die OECD in starkem Maße verschrieben hat. Der hier beschriebene Mechanismus hat eine gewisse Angleichung der Institutionen und Instrumente nationalstaatlicher Umweltpolitik in der Welt zur Folge (JÄNICKE und WEIDNER, 1997). Unübersehbare Unterschiede bestehen allerdings in der Fähigkeit, die übernommenen Politiken auch erfolgreich umzusetzen.

Globalisierung und „race to the bottom“

63. Der These, dass nationalstaatliche Umweltpolitik im Zeichen der ökonomischen Globalisierung einem effektiven regulativen Wettbewerb zu Lasten der Umwelt und einem generellen Anpassungsdruck „nach unten“ folge („race to the bottom“), fehlt bisher die über Einzelbeispiele hinausgehende empirische Fundierung (ausführlich DREZNER, 2001). In neueren Untersuchungen wird ihr zunehmend widersprochen. Danach ergibt sich für die

Umweltpolitik ein positiveres Bild nationalstaatlicher Handlungsmöglichkeiten als etwa bei der Finanz- oder Sozialpolitik (ARCHIBUGI und IAMMARINO, 1999; ELISTE und FREDRIKSSON, 1998; SCHARPF, 1998; VOGEL, 1995; WALLACE, 1995). Zur Begründung wird angeführt, dass sich Umweltstandards in den ökonomisch wichtigen Teilen der Welt stark angeglichen hätten. Umweltschutzkosten machen – im Gegensatz zu Löhnen, Steuern oder Energiekosten – in aller Regel einen geringen Anteil an den Gesamtkosten aus. Zudem wenden immer mehr multinationale Unternehmen weltweit einheitliche Umweltstandards an (JAFFE und PALMER, 1996; LOW, 1992). Für Länder wie Bangladesch, Indien und Indonesien wurde nachgewiesen, dass auch bei Anlagengenehmigungen – also nicht nur bei Produkten – eine Tendenz zu höheren, „internationalen" Standards besteht, dies allerdings noch nicht generell, sondern vornehmlich dann, wenn von der Anlage Bevölkerungsgruppen mit höherem Einkommen und Bildungsstatus betroffen sind (HETTIGE et al., 1996).

Chancen der Umweltpolitik im globalen Standort- und Innovationswettbewerb

64. Chancen der Umweltpolitik im globalen Standort- und Innovationswettbewerb bestehen vor allem darin, dass die Umweltfrage zu einer wichtigen Dimension des technischen Fortschritts bzw. des Innovationswettbewerbs zwischen hoch entwickelten Industrieländern geworden ist. Dem Innovationswettbewerb können sich solche Länder nur um den Preis wirtschaftlicher Erfolglosigkeit entziehen. Darin liegt für sie geradezu ein Zwang, als nationalstaatliche Akteure zu handeln. Umwelttechnische Erfindungen entstehen heute zwar auch im internationalen Kontext. Sie können auf multinationale Unternehmen, bilaterale Forschungskooperation oder auf die FuE-Politik der EU zurückgehen. Eingeführt werden sie jedoch nach wie vor überwiegend im nationalen Rahmen: auf Lead-Märkten, wo die Startbedingungen nicht zuletzt – durch staatliche Regulation oder Fördermaßnahmen – am günstigsten sind und Entwicklungskosten am besten refinanziert werden können.

Insgesamt ist die Bedeutung staatlichen Pionierverhaltens in der Umweltpolitik auch im Zeichen der Globalisierung keineswegs gesunken. Vielmehr hat die Globalisierung mit ihren internationalen Institutionen und Netzwerken – insbesondere nach dem Ende des Ost-West-Konflikts – eine Arena des weltweiten *Politikwettbewerbs („benchmarking")* entstehen lassen, in der sich Nationalstaaten gerade in der Umweltpolitik mit Pionierlösungen zu profilieren versuchen. Der Anspruch, ein führendes Land in der Umweltpolitik zu sein oder werden zu wollen, wird heute von einer ganzen Reihe von Ländern erhoben, von den Niederlanden oder Schweden bis zu Neuseeland *(„clean and green")* oder Südkorea.

65. Nationalstaatliche Politikinnovationen und ihre internationale Diffusion sind zu einem Faktor der globalen Umweltpolitikentwicklung geworden. In diesem Zusammenhang wird eine umweltpolitische *governance by international diffusion* von der herkömmlichen Regelung über internationale Umweltabkommen *(governance by international regulation)* unterschieden (KERN et al., 1999). Ein Beispiel für den genannten Unterschied ist die „horizontale" Ausbreitung von Energie-/CO_2-Steuern in den meisten Ländern der EU bei gleichzeitigem Scheitern mehrerer Versuche, eine EU-Regelung auf diesem Gebiet zu schaffen. Die Unterscheidung wird vor allem im Klimaschutz bedeutsam, wo einem schwachen internationalen Abkommen, das möglicherweise auch noch schwach implementiert wird, die Möglichkeit einer Vorreiterpolitik gegenübersteht, die die Aussicht hat, einen technologischen wie politischen Innovationswettbewerb auszulösen. Die Bedeutung internationaler Abkommen wird durch die Feststellung, dass Diffusionsprozesse auch unabhängig davon bzw. darüber hinaus möglich sind, nicht geschmälert (OBERTHÜR und OTT, 1999).

2.2.8 Grenzen der ökologischen Modernisierung

66. In seinem Kern bezeichnet der Begriff der ökologischen Modernisierung im engeren Sinne den Korridor technisch und – unter geeigneten Rahmenbedingungen – „am Markt" lösbarer Umweltprobleme. In diesem Verständnis hat das Konzept seine Grenzen also dort, wo potenziell marktgängige technische Standardlösungen nicht verfügbar sind. Die bisher ungelösten Umweltprobleme *(persistent problems,* vgl. Tz. 33, 35) der Flächeninanspruchnahme, des Artenverlustes, der Bodendegradation oder auch der Endlagerung nuklearer Abfälle weisen diese Grenzen auf. Der technische Modernisierungsansatz ist auch dort keine Option, wo unmittelbare Gefahrenabwehr zu leisten ist.

Hinzu kommt ferner, dass inkrementale Ökoeffizienzsteigerungen noch immer keine kausale, nachhaltige Lösung sind. Sie werden tendenziell durch Wachstumsprozesse zunichte gemacht (Beispiel: Senkung spezifischer Emissionen, die durch wachsende höhere Jahresleistungen [z. B. Fahrleistungen] neutralisiert werden). Dass Umweltschutzeffekte durch Wachstum wieder aufgehoben werden, dass einem Rückgang von Umweltbelastungen ein tendenzieller Wiederanstieg folgt, wurde schon Ende der 1970er-Jahre als „Dilemma der N-Kurve" bezeichnet (JÄNICKE, 1979, S. 111). Dieses Dilemma ergibt sich immer dann, wenn ein Problem unter Wachstumsbedingungen nicht ursächlich, sondern als Symptom bekämpft wird. Es kann nicht nur beim additiven Umweltschutz *(end-of-pipe treatment),* sondern auch bei Effizienzverbesserungen auftreten. So haben japanische Industrien zwischen 1973 und 1985 in bemerkenswerter Weise Energie und Rohstoffe eingespart; das damalige hohe Industriewachstum hat diesen Effekt aber wieder aufgehoben. Mit den wirtschaftlichen Wachstumsraten steigt grundsätzlich auch der Wachstumsbedarf in Bezug auf technische Fortschritte zur kompensatorischen Umweltentlastung. Daher ist langfristig ein Übergang von inkrementalen zu radikalen Innovationen geboten, bei denen ökologisch problematische Verfahren und Produkte durch unproblematische substituiert werden (KEMP, 1997, S. 9). Ein Beispiel ist der Übergang von der Effizienzsteigerung bei Kohlekraftwerken zu Varianten der Solarenergie.

Dazwischen liegt der Grenzfall einer Vielfalt von inkrementalen Verbesserungen, die in der Summe eine radikal neue Qualität ergeben (Beispiel: Nullenergiehaus).

67. Über technische Innovationen hinaus geht es jedoch auch um strukturelle, ihrem Wesen nach also nicht-technische Lösungen, wie insbesondere um einen ökologischen Strukturwandel (Abschn. 2.2.9) und eine tief greifende Veränderung der Nachfragebedingungen. Dies betrifft so schwierig zu steuernde Bereiche wie die des Lebensstils, des Mobilitätsniveaus, der Wohn- und Siedlungsstruktur usw., die tiefe Eingriffe in etablierte Interessen- und Verhaltensstrukturen erfordern. Im Gegensatz zur ökonomisch-technischen Variante der ökologischen Modernisierung reichen hier marktgängige technische Problemlösungen nicht aus.

2.2.9 Ökologischer Strukturwandel

68. Dass die erheblichen technologischen Potenziale der ökologischen Modernisierung für eine langfristige Umweltstabilisierung nicht ausreichen, liegt nicht nur daran, dass sie nicht allen Umweltproblemen angemessen sind. Abgesehen von dem oben bereits erwähnten Wettlauf zwischen inkrementaler Umweltentlastung und Wirtschaftswachstum ergeben sich Grenzen der ökologischen Modernisierung auch aus Widerständen bei den *Modernisierungsverlierern:* Wenn Industrien und Haushalte Energie sparen, den Materialverbrauch verringern oder weniger umweltintensive Materialien verwenden, ergibt dies Einbußen für die betreffenden Industrien (Bergbau, Grundstoff- und Energiesektor). Diesen oft alten Industrien mit etablierten Macht- und Einflussstrukturen gelingt es häufig, zum Ausgleich neue Absatzmöglichkeiten zu erschließen. So wurden die erfolgreichen Umweltschutz-Kampagnen gegen Chlorverwendungen mitunter durch die Expansion des Chloreinsatzes an anderer Stelle kompensiert (z. B. beim PVC). Solange eine umweltintensive Branche gegen den ökologisch gewollten Rückgang ihrer Produktion angeht, muss wiederum mit einer N-Kurve der Umweltbelastung (Tz. 66) gerechnet werden. Ökologische Modernisierung findet also in fehlendem Strukturwandel und im Ausweichverhalten der Modernisierungsverlierer ihre Schranken. Dabei sind Modernisierungswiderstände umso aussichtsreicher, je weniger wirtschafts- und sozialverträglich der Wandel abläuft oder abzulaufen droht. Solange die betroffene Industrie(region) keine andere Perspektive hat, stehen die Chancen für eine ökologische Modernisierung daher nicht gut.

69. Hier hätte – strategisch gesehen – ökologische Industriepolitik anzusetzen. Ihre Funktion wäre es vor allem, den mit der ökologischen Modernisierung verbundenen industriellen Strukturwandel sozial und wirtschaftlich akzeptabel zu machen. Sie kann Diversifizierungen in andere Produktbereiche oder einen wirtschaftsverträglichen Kapazitätsabbau fördern. Und sie kann für soziale Abfederungen, Umschulungen und Umstellungshilfen vor Ort sorgen. Kandidaten einer solchen Strukturpolitik sind beispielsweise der Bergbau, die Energieumwandlung auf der Basis fossiler und nuklearer Energieträger und viele Grundstoffindustrien. Ökologische Industriepolitik ist besonders nahe liegend bei Wirtschaftszweigen, die gleichermaßen ökologisch problematisch wie ökonomisch krisenhaft sind.

Es ginge also darum, parallel zur ökologischen Modernisierung den damit verbundenen Strukturwandel für die Betroffenen zu erleichtern und innovative Investitionen gerade in den betroffenen Gebieten zu begünstigen. Damit wird allerdings die Grenze des ökonomisch-technischen Modernisierungskonzepts erreicht. Hier beginnt der Bereich der „strukturellen" Lösungen, in dem bisher deutlich weniger Erfolge erzielt wurden. Nicht überall kann auf die marktwirtschaftliche Modernisierungslogik, auf technologische Potenziale und auf ökonomisch-ökologische „Win-win"-Konstellationen gesetzt werden. Die nicht-technologischen, strukturbezogenen Ansätze bedürfen eigener Strategien eines „ökologischen Strukturwandels". Der politische Schwierigkeitsgrad dieser Strategie ist vergleichsweise höher und bedarf – bis in den Aufbau zusätzlicher Handlungskapazitäten – entsprechend größerer Anstrengungen. Nicht ohne Grund liegen zum gezielten industriellen Strukturwandel weg von den umweltintensiven „Schornsteinindustrien" bisher kaum Erfolgserfahrungen vor. Das Herunterfahren des Kohlebergbaus in den Niederlanden oder der Rohstahlerzeugung in Luxemburg waren bisher kaum diffusionsfähige Beispiele. Sie waren im Wesentlichen auch nicht ökologisch motiviert (BINDER et al., 2000).

2.2.10 Fazit und Empfehlungen

70. Der Umweltrat begrüßt, dass die Bundesregierung ihre Umweltpolitik verstärkt in Kategorien einer innovationsorientierten Strategie („ökologische Modernisierung") definiert und dabei auch neue Wege eingeschlagen hat. Wenngleich rein technischen Problemlösungen im Umweltschutz unübersehbar Grenzen gesetzt sind, ist das Umweltentlastungspotenzial innovativer Technologien und ihrer breiten Anwendung in nationalen wie internationalen Märkten erheblich. Seine umfassende Erschließung setzt einen strategischen Politikansatz der Integration insbesondere von Umwelt-, Technologie- und Wirtschaftspolitik voraus. Erforderlich sind insbesondere eine dialogische Politikformulierung und Steuerungsformen, die flexible Anpassungen ermöglichen, beispielsweise im Hinblick auf Abschreibungsfristen. Hinsichtlich des Instrumenteneinsatzes sind Patentrezepte weder aus theoretischen Erwägungen noch aus der empirischen Analyse bisheriger Erfahrungen ableitbar. Situations- und problemangepasste Lösungen werden häufig einen *policy-mix* erfordern. Konkrete und verbindliche Zielvorgaben können Innovationsrisiken verringern und die Kalkulierbarkeit der Marktbedingungen erhöhen. Dies sollte bei der weiteren Entwicklung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie berücksichtigt werden.

71. Eine Politik der ökologischen Modernisierung ist unabdingbar mit der Bereitschaft verbunden, nationale Vorreiterrollen zu übernehmen. Der Umweltrat betont in diesem Zusammenhang die Notwendigkeit, umweltpolitische Problemlösungen weiterhin auch im nationalen

Maßstab anzustreben. Ungeachtet der Einschränkungen nationalstaatlicher Handlungsfähigkeit in Teilbereichen der Politik betont der Umweltrat, dass Behauptungen einer generellen Schwächung der Möglichkeiten nationalstaatlicher Umweltpolitik bisher ohne überzeugende empirische Belege geblieben sind. Auch die Zunahme internationaler Umweltschutzregelungen ist kein Argument gegen die Möglichkeit nationalstaatlichen Pionierverhaltens. Dies machen kleine EU-Länder wie die Niederlande, Dänemark oder Schweden deutlich. Allerdings wird es auch darauf ankommen, die bestehenden nationalen Innovationsspielräume der EU-Länder zur Durchsetzung eines hohen Schutzniveaus im Umweltbereich gegen weitere Einschränkungen zu verteidigen und gegebenenfalls auch auszubauen (s. Tz. 398 f.)

Der Umweltrat unterstreicht, dass die Umweltfrage im internationalen Innovations- und Standortwettbewerb der entwickelten Industrieländer eine erhebliche Bedeutung erlangt hat. Im Zeichen des globalen Industrie- und Bevölkerungswachstums dürfte sich dieser Zusammenhang langfristig eher noch verstärken.

Der Umweltrat empfiehlt, insbesondere in der Klimapolitik die Möglichkeiten einer deutschen Vorreiterrolle offensiv zu nutzen und begrüßt die hierzu bereits ergriffenen Initiativen der Bundesregierung. Der Umweltrat betont, dass es neben dem Ansatz der Klimapolitik über internationale Regulierungen auch den Ansatz einer Forcierung von – politischem wie technologischem – Wettbewerb durch innovationsorientierte Vorreiterländer gibt. Im Hinblick auf die Probleme des Kyoto-Protokolls und des Widerstands von Industrieländern gegen eine angemessen weit gehende Klimapolitik ist der Wettbewerbsdruck und der Demonstrationseffekt durch klimapolitische Vorreiterländer eine plausible Option. Beide Ansätze schließen sich nicht aus. Internationale Umweltregulierungen sind immer stark von Vorreiterländern geprägt gewesen.

72. Der Umweltrat betont die Bedeutung von Lead-Märkten für umweltfreundliche Technologien. Neben möglichen Wettbewerbsvorteilen für die Bundesrepublik ist dabei auch der Gesichtspunkt zu berücksichtigen, dass die Kosten der teuren Startphase zukunftsgerechter Technologien nicht in den Entwicklungsländern aufgebracht werden können. Diese globale Rolle können nur die Märkte der hoch entwickelten Länder übernehmen.

Es geht aber auch darum, das weltweit nachgeahmte umweltintensive Industriemodell der entwickelten Länder im Sinne nachhaltiger Entwicklung zu verändern. Mit ihrem internationalen Einfluss und ihrem hohen technologischen Entwicklungsniveau sollte die Bundesrepublik nach Auffassung des Umweltrates hierin eine ihrer Aufgaben sehen.

2.3 Bürger und aktivierender Staat im Umweltschutz

2.3.1 Der aktivierende Staat

73. Wirtschaftlich bedingter Deregulierungsdruck und die Knappheit der staatlichen Steuerungsressourcen haben im zurückliegenden Jahrzehnt zu einer Rückbesinnung auf die „Eigenverantwortung" der am Wirtschaftsprozess Beteiligten geführt. Auch im Umweltschutz ist es unbestreitbar notwendig, die Rolle des Staates kritisch zu prüfen und systematisch zu fragen, ob und in welcher Art und Dichte staatliche Intervention sinnvoll ist, wo die Kosten dafür unverhältnismäßig hoch sind, und wo und unter welchen Rahmenbedingungen den Erfordernissen des Umweltschutzes ebenso gut oder besser gerade durch erweiterte Handlungsspielräume der Markt- und Staatsbürger Rechnung getragen werden kann (Kap. 2.4, 3.2.3, 4.5).

74. Die deutsche Politik- und Rechtskultur neigt traditionell dazu, gemeinwohlbezogene Ziele in erster Linie oder sogar ausschließlich mit dem direkten Einsatz staatlicher Befehlsgewalt zu verfolgen. Die Aktivierung des Bürgers im Sinne einer Freisetzung und Förderung privaten Engagements für gemeinwohlbezogene Zielsetzungen spielt demgegenüber traditionell eine sehr viel geringere Rolle. Damit bleiben auch im Bereich des Umweltschutzes wichtige Handlungspotenziale und wichtige Potenziale zur Staatsentlastung ungenutzt. Nach der Koalitionsvereinbarung zwischen SPD und Bündnis 90/Die Grünen vom Oktober 1998 soll sich dies ändern. Diese Vereinbarung erklärt den „aktivierenden Staat" zum Leitbild (SPD und Bündnis 90/Die Grünen, 1998, S. 38 – unter Abschn. IX.11, „Moderner Staat"). Wie auch immer man dieses Leitbild im Einzelnen interpretiert (BAER, 2002; REICHARD und SCHUPPAN, 2000), jedenfalls gehört dazu, dass der Staat die Möglichkeiten des Bürgers fördert, sowohl seine individuellen Interessen aktiv wahrzunehmen als auch für Gemeinwohlbelange wie den Schutz der Umwelt und andere öffentliche Güter aktiv einzutreten. Für den Umweltschutz können sich Bürger und von Bürgern gebildete Organisationen wie Unternehmen und Verbände im Prinzip sowohl in ihrer Rolle als Marktteilnehmer (Abschn. 2.3.2) wie auch als Beteiligte an staatlichen Entscheidungsprozessen (Abschn. 2.3.3) einsetzen. Damit solche Möglichkeiten für diejenigen, die dies wünschen, auch tatsächlich bestehen, müssen allerdings Voraussetzungen dafür auch von staatlicher Seite – seitens des „aktivierenden Staates" – geschaffen werden.

2.3.2 Ökologische Markttransparenz und die Rolle des Bürgers als Marktteilnehmer

2.3.2.1 Individuelle und staatliche Verantwortung

75. Über das Ausmaß der Umweltinanspruchnahme durch Produktion und Konsum entscheiden nicht zuletzt die Bürger selbst mit ihrem Verhalten als Marktteilnehmer. Durch ein entsprechend verändertes Nachfrageverhalten der Bürger könnten dementsprechend Umweltbelastungen beträchtlich gesenkt werden. Ein gesamtwirtschaftlich rationales Nachfrageverhalten, das die Umweltkosten der Produktion und des Konsums der nachgefragten Güter berücksichtigt, ist aber nur zu erwarten, wenn die Preise der nachgefragten Güter die „ökologische Wahrheit sagen", d. h. auch die ökologischen Kosten der Herstellung und des Verbrauchs des jeweiligen Gutes widerspiegeln. Dies ist gegenwärtig nicht der Fall und, ungeachtet notwendiger Veränderungen in diese Richtung, auch prinzipiell nicht perfekt realisierbar.

Unter diesen Umständen ist es nicht sachgerecht, zu erwarten, dass notwendige umweltentlastende Veränderungen in Produktion und Konsum in erster Linie von den Bürgern in ihrer Eigenschaft als individuelle Marktteilnehmer – sei es in der Rolle als Verbraucher oder in unternehmerischen Funktionen – bewirkt werden. Individuelle Umweltmoral als alleiniger Antriebsfaktor ist hier überfordert. Dementsprechend ist es sinnlos, hier primär auf eine individuelle „Verantwortung" des Bürgers zu setzen (LÜBBE-WOLFF, 1999). Vor allem dort, wo individuelle Umstellungs- und Verzichtsentscheidungen mit hohen Nutzeneinbußen verbunden sein können, sind größere Umstellungen – wie z. B. eine wesentliche Reduktion des Treibstoffverbrauchs – und ökonomische Anpassungen, die die Kosten solcher Umstellungen reduzieren (Beispiel: Entwicklung verbrauchsarmer Kfz), nur auf der Grundlage staatlicherseits veränderter Rahmenbedingungen zu erwarten.

In einem begrenzten Ausmaß bestehen allerdings durchaus Bereitschaften zu individuell umweltfreundlichem Verhalten. Wenn diese Bereitschaft am Markt als Nachfrage nach ökologischer Qualität von Produkten und Dienstleistungen wirksam werden soll, muss für die dazu notwendige Markttransparenz gesorgt werden. Ökologische Markttransparenz ist nämlich Voraussetzung dafür, dass der marktwirtschaftliche Wettbewerb auch in Bezug auf umweltrelevante Produkteigenschaften funktionieren kann.

2.3.2.2 Zur staatlichen Verantwortung für ökologische Markttransparenz

76. Im Rahmen der jüngsten von BMU und UBA herausgegebenen repräsentativen Bevölkerungsumfrage zum Umweltbewusstsein in Deutschland erklärten sich zur Zahlung höherer Preise für nicht umweltbelastende Produkte immerhin 12 % der Befragten „sehr bereit" und 59 % „eher bereit"; nur 24 bzw. 5 % gaben an, „eher nicht bereit" oder „nicht bereit" zu sein (BMU und UBA, 2000, S. 36). Nach den Ergebnissen der Verbraucherforschung besteht zwar zwischen dem bei Umfragen dieser Art bekundeten Umweltbewusstsein und dem tatsächlichen Verbraucherverhalten eine erhebliche Diskrepanz (PREISENDÖRFER, 1999, S. 72 ff.; MEFFERT und KIRCHGEORG, 1998, S. 118 ff.; WEHRSPAUN und SCHOEMBS, 2001, m. w. N.; zu den Gründen KUCKARTZ, 1998, S. 51 ff.). Zweifellos sind aber Umweltgesichtspunkte ein – wenn auch in Grenzen – für Konsumentenentscheidungen relevanter Faktor.

77. Im Gegensatz zu vielen anderen Informationen über erwünschte oder unerwünschte Produkteigenschaften liegen allerdings umweltrelevante Produktqualitäten meist weder beim Kauf noch im Gebrauch offen zutage, noch werden korrekte Informationen dazu vom Hersteller ohne weiteres schon aus Eigeninteresse mitgeliefert. Dasselbe trifft für die umweltrelevanten Aspekte bei Dienstleistungen zu. Um vorhandene umweltbezogene Präferenzen bei seinen Nachfrageentscheidungen zur Geltung bringen zu können, ist der Verbraucher deshalb auf Informationshilfen angewiesen. Diese müssen nicht notwendigerweise seitens des Staates bereitgestellt werden. Es ist aber eine wesentliche Aufgabe des Staates, die Rahmenbedingungen für den marktwirtschaftlichen Wettbewerb so zu setzen, dass der Wettbewerb seine Funktion erfüllen kann, die Präferenzen der Marktteilnehmer optimal zu bedienen. Das gilt auch für ökologische Präferenzen.

2.3.2.2.1 Schutz vor irreführender Öko-Werbung

78. Der Schutz vor irreführender Öko-Werbung ist Aufgabe des in seiner Interpretation zunehmend europarechtlich beeinflussten allgemeinen Wettbewerbsrechts (§§ 1, 3 UWG, dazu LELL, 2001; VÖLKER, 2000; HARTWIG, 1999). Im Zentrum der Diskussion über den wettbewerbsrechtlichen Schutz vor irreführender Öko-Werbung stand in der Vergangenheit oft das Umweltzeichen „Blauer Engel" (s. statt vieler KIEFER, 2000, m. w. N.). Die Gefahr der Desinformation und Desorientierung des Verbrauchers geht allerdings sehr viel eher von der Flut mehr oder weniger seriöser umweltbezogener Herstellerangaben und nicht durch unabhängige Dritte geprüfter Öko-Labels aus (vgl. Europäische Kommission, o. J., S. 3; Consumers International, 1999a, S. 10; 1999b, S. 4 f.; IÖW, 1999a, S. 3).

79. Sofern Verwirrung durch den irreführenden Charakter der einzelnen Herstellerangabe oder des einzelnen Labels gestiftet wird, ist das Wettbewerbsrecht im Prinzip einschlägig. Seine Wirksamkeit könnte hier vor allem durch geeignete Konkretisierungen des Begriffs der „irreführenden" Angaben (§ 3 UWG) verbessert werden. Orientierung bietet dazu die ISO-Norm 14021: 1999, die Standards für umweltbezogene Herstellerangaben formuliert. Die Europäische Kommission beabsichtigt, auf der Grundlage dieser ISO-Norm „Leitlinien für die Formulierung und Beurteilung von freiwilligen Umweltangaben der Produzenten und Vertreiber" zu entwickeln. Dabei zieht sie in Erwägung, dass die in Überarbeitung befindliche Richtlinie über irreführende Werbung auf diese Leitlinien und die zur Umsetzung der ISO-Norm ergehende europäische Norm Bezug nehmen könnte (KOM(2001)68 endg., S. 17; Europäische Kommission, o. J., S. 8 und 11). Entsprechende europäische Bemühungen um die Effektivierung des Wettbewerbsrechts sollten von deutscher Seite unterstützt werden. Neben der ISO-Norm 14021 sollten bei der Ausarbeitung europäischer Leitlinien auch die in verschiedenen Staaten existierenden speziellen gesetzlichen Regelungen bzw. orientierenden Standards für die Umweltwerbung zu Rate gezogen werden (Überblick ohne Fundstellenangaben bei Consumers International, 1999b, S. 11 ff.). Leitlinien für die Umweltwerbung hat beispielsweise in den USA die *Federal Trade Commission* entwickelt (näher KARL und ORWAT, 2000/2001, S. 373 f.).

80. Soweit eine sachgerechte Orientierung des Verbrauchers nicht durch den irreführenden Charakter bestimmter Werbeaussagen oder Labels, sondern durch die Fülle unterschiedlicher Labels erschwert oder verhindert wird, kann dagegen das allgemeine Wettbewerbsrecht keine Abhilfe bieten. Auch der Einsatz anderer regulativer

Instrumente erscheint zur Lösung dieses Problems nur begrenzt sinnvoll. Hier bietet sich eher der Versuch an, eine Vereinheitlichung auf dem Verhandlungswege herbeizuführen. Verhandlungslösungen haben auf diesem Gebiet gute Chancen, weil die mit unterschiedlichen Labels arbeitenden Vermarkter an der resultierenden Unübersichtlichkeit und dem damit tendenziell verbundenen Glaubwürdigkeitsverlust jeder Form von Öko-Eigenwerbung selbst kein Interesse haben können. Dass der Verhandlungsweg schwierig, aber nicht aussichtslos ist, zeigt die im Mai 2001 erreichte Einigung über ein einheitliches Öko-Siegel für Agrarprodukte (dazu noch unter Tz. 82).

2.3.2.2.2 Geschützte Bezeichnungen und Symbole

81. Positiv können die Informationsmöglichkeiten des Bürgers durch geschützte Bezeichnungen und Symbole gefördert werden, die eine qualifiziert bewertete relative Umweltfreundlichkeit des damit versehenen Artikels verbürgen oder auf bestimmte umweltrelevante Eigenschaften eines Produkts oder seiner Herstellung verweisen (zur ökonomischen Funktion solcher transparenzsteigernden geschützten Bezeichnungen und Label s. KARL und ORWAT, 1999/2000, S. 113 ff.; VANSELOW, 2000, unter 3.6). Voraussetzung für die Wirksamkeit dieses Instruments ist ein inhaltlich sinnvoller, verständlicher und verlässlicher Aussagegehalt.

2.3.2.2.2.1 Bezeichnungsschutz und Siegel für Öko-Agrarprodukte

82. Für Agrarprodukte bietet der Schutz der Bezeichnungen „biologisch“, „ökologisch“ und entsprechender Abkürzungen durch die EG-Öko-Verordnung (2092/91/EWG) eine hilfreiche Orientierung (näher dazu LELL, 2001, S. 347 ff.). In ihrer kürzlich novellierten Fassung stellt die EG-Öko-Verordnung für Produkte, die ihren Anforderungen entsprechen, auch ein eigenes geschütztes Emblem zur Verfügung (Artikel 10 Abs. 1). Leider besteht wenig Aussicht, dass dieses europäische Öko-Siegel in absehbarer Zeit die an sich wünschenswerte Bekanntheit und Marktgängigkeit erreicht.

Dies hat vor allem zwei Gründe. Erstens können mit dem EG-Öko-Siegel nur Produkte versehen werden, die im Wesentlichen aus der EG-Landwirtschaft stammen. Die Vermarktung von Bio-Produkten mit relevanten außereuropäischen Anteilen unter dem EG-Öko-Siegel ist daher ausgeschlossen. Damit sind der Verbreitung des Siegels enge Grenzen gesetzt (zur Abhängigkeit des Öko-Produkte-Marktanteils vom Absatz über den allgemeinen Lebensmittelhandel s. HAMM und MICHELSEN, 2000). Zweitens erfordert die Bekanntmachung des europäischen Öko-Siegels eine intensive Koordination und finanzielle Unterstützung seitens der EG. Daran fehlt es bislang. Das Siegel hat keine Aussicht auf Verbreitung, wenn nicht auch die Wirtschaft für ein entsprechendes Marketing gewonnen werden kann. Dies ist auf lediglich nationaler Ebene wenig aussichtsreich, da man nicht von der Wirtschaft einzelner Mitgliedstaaten große Marketinginvestitionen für ein europäisches Siegel erwarten kann, dessen gewonnene Bekanntheit anschließend für die gesamte europäische Konkurrenz nutzbar ist.

83. In Deutschland haben diese Schwächen des EG-Öko-Verordnungssystems dazu geführt, dass die angestrebte Verbesserung der Verbraucherorientierung durch Vereinbarung eines einheitlichen Öko-Siegels für Agrarprodukte nicht mit dem europäischen Siegel zu bewerkstelligen war. Unter den deutschen Anbietern hochwertiger Bio-Produkte bestand außerdem Interesse an einem Zeichen, das einen anspruchsvolleren als den europäischen Standard verkörpert. Daher wurde auf der Basis einer Vereinbarung zwischen der Arbeitsgemeinschaft ökologischer Landbau (AGÖL) und der Centralen Marketinggesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft (CMA) zunächst versucht, ein einheitliches anspruchsvolleres deutsches Siegel, das so genannte Öko-Prüfzeichen, am allgemeinen Lebensmittelmarkt zu etablieren. Dieser Versuch ist aber an mangelnder Akzeptanz beim Handel gescheitert (DOSCH, 2000). Im vergangenen Jahr ist nach schwierigen Verhandlungen zwischen dem zuständigen Ministerium und den betroffenen und interessierten Verbänden ein eigenes, einheitliches deutsches Öko-Siegel vereinbart worden, das sich an den inhaltlichen Standards der EG-Öko-Verordnung orientiert, ohne aber außereuropäische Produkte auszuschließen. Mit dem Öko-Kennzeichengesetz (BGBl. 2001, Teil I, S. 3441 ff.) und der Öko-Kennzeichenverordnung (BGBl. 2002, Teil I, S. 589 ff.) ist die gefundene Lösung inzwischen rechtsverbindlich verankert.

Die gefundene Lösung schafft notwendige Voraussetzungen für eine breitere Vermarktung von Öko-Agrarprodukten. Die inhaltliche Orientierung an den Kriterien der EG-Öko-Verordnung ermöglicht Synergieeffekte mit dem Überwachungssystem nach dieser Verordnung und hat den Vorteil, dass das deutsche Öko-Siegel auf diese Weise nicht vollständig und irreversibel vom europäischen abgekoppelt wird. Unter den gegebenen Rahmenbedingungen stellt die getroffene Vereinbarung daher einen Erfolg dar. Allerdings wirft sie im Hinblick auf den Marktanteil deutscher Erzeuger auch zusätzliche Probleme auf. Die ökologisch wirtschaftenden deutschen Betriebe werden durch die Öffnung des Zeichens für außereuropäische Produkte und Produktanteile nun auch auf dem Teilmarkt für Öko-Agrarprodukte einer verschärften und tendenziell bedrohlichen Konkurrenz ausgesetzt. Daher sind parallel Fördermaßnahmen erforderlich. In kleinen Schritten ist dies im Rahmen der Neuorientierung der gemeinsamen Agrarpolitik auch bereits in Angriff genommen worden (Tz. 720). Um die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Öko-Agrarprodukte zu stärken, müssen insbesondere die unzureichend entwickelten Verarbeitungs- und Vermarktungsstrukturen verbessert werden. Dazu bedarf es dringend staatlicher Anschubunterstützung. Die mit dem neuen Öko-Siegel gefundene Lösung hat außerdem den Nachteil, dass sie keine europäische ist und die Aussichten auf eine Effektivierung des europäischen Öko-Siegels dadurch nicht verbessert werden. Die Effektivierung des europäischen Siegels setzt eine Öffnung des Systems der EG-Öko-Verordnung für Nicht-EG-Produkte und ein verbessertes Siegel-Marketing voraus, das wirksam nur auf

europäischer Ebene organisiert werden kann (Tz. 78 f.). Um diese Verbesserungen auf europäischer Ebene sollte sich die Bundesregierung weiterhin intensiv bemühen. Die für die nationale Ebene gefundene Lösung ist begrüßenswert, kann aber eine tragfähige europäische Lösung nicht ersetzen.

2.3.2.2.2.2 Umweltzeichen

Relativität der Bewertung

84. Umweltzeichensysteme sind als ein Instrument der Information des Verbrauchers über ökologische Produktqualitäten zunehmend international verbreitet (näher KERN et al., 2001). Das deutsche Umweltzeichen „Blauer Engel" (s. www.blauer-engel.de) hat sich innerhalb Deutschlands eine hohe Bekanntheit und Akzeptanz erworben. Die Glaubwürdigkeit des Zeichens beruht wesentlich auf der „breiten gesellschaftlichen Fundierung" des Vergabeverfahrens (HÄßLER et al., 1998, S. 18), d. h. vor allem auf der pluralistischen Zusammensetzung der Jury Umweltzeichen, die über die Vergabekriterien entscheidet und eine anspruchsvolle Vergabepraxis sicherstellt. Auch das Ansehen der beteiligten Institutionen Umweltbundesamt und RAL Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V. spielt eine wichtige Rolle.

85. Kritik an der Konzeption des Umweltzeichens (Überblick bei FÜGER, 1993, S. 81 ff.) hat sich immer wieder dagegen gerichtet, dass das Zeichen vom Verbraucher als Etikett für Umweltfreundlichkeit in einem absoluten Sinne verstanden werden könnte, während es tatsächlich nur eine *relative* Umweltfreundlichkeit innerhalb der jeweiligen Produktgruppe verbürgt. Um diesbezüglichen, auch wettbewerbsrechtlich relevanten Missverständnissen vorzubeugen, ist seit 1988 die Umschrift, die das Engelsymbol umgibt, so gestaltet, dass sie nicht mehr Umweltfreundlichkeit des Produkts verspricht, sondern nur noch den Grund der relativen Umweltfreundlichkeit erläutert („Umweltzeichen weil ...").

Auch der geringe Differenzierungsgrad der Botschaft, die mit dem Umweltzeichen zum Ausdruck gebracht wird, hat Kritik auf sich gezogen. Der hohe praktische Informationswert des Zeichens und sein hohes Wirkungspotenzial beruhen allerdings gerade darauf, dass das Zeichen keine sehr differenzierten Informationen transportiert, sondern den Käufer von komplexerer eigener Informationsverarbeitung und Bewertung entlastet. Im „Dschungel der Ökolabel" (VANSELOW, 2000), die sich auf die unterschiedlichsten Produktgruppen und Produkteigenschaften beziehen, ist gerade ein seiner Konzeption nach breit verwendbares, einfaches Zeichen wie der „Blaue Engel" von großem Wert. Dass diese Kombination von Einfachheit und Reichweite und die damit verbundene Chance auf hohe Bekanntheit nur um den Preis eines geringen Differenzierungsgrades der Aussage zu haben sind, liegt in der Natur der Sache.

Die Grundkonzeption, nach der das Umweltzeichen auf der Grundlage einer *zusammenfassenden Bewertung* die *relative* Umweltfreundlichkeit eines Produkts innerhalb einer Produktgruppe prämiiert, sollte daher beibehalten werden. An der Einsicht, dass das Umweltzeichen nur eine relative Umweltverträglichkeit erkennbar machen soll, muss sich auch die Abgrenzung der Produktgruppen orientieren, für die das Umweltzeichen vergeben werden kann. Der Umweltrat empfiehlt dementsprechend eine pragmatische, auf optimale Nutzung der Unterscheidungsleistung des Zeichens ausgerichtete Praxis der Produktgruppenabgrenzung (LÜBBE-WOLFF, 2001).

Nicht umweltbezogene Vergabekriterien

86. Diskutiert wird, ob die Vergabegrundlagen für das Umweltzeichen im Sinne der Berücksichtigung auch sozialer Belange erweitert werden sollten (s. dazu LANDMANN, 1999, S. 233 f.; HÄßLER et al., 1998, S. 26 und 58). Soziale Aspekte stehen in keinem spezifischen Zusammenhang mit den umweltrelevanten Eigenschaften eines Produkts. Auch die Präferenzen des Verbrauchers, der mithilfe des Zeichens so informiert werden soll, dass er eine seinen Wünschen entsprechende Kaufentscheidung treffen kann, sind nicht notwendigerweise in den verschiedenen Hinsichten gleich ausgeprägt. Es ist deshalb nicht sinnvoll, diese unterschiedlichen Bewertungsdimensionen in einem gemeinsamen Symbol zu vereinen. Von der Befrachtung des Zeichens mit zusätzlichen, sozialen Aussagegehalten und einer entsprechenden, das Verfahren weiter verkomplizierenden Aufblähung der Vergabekriterien ist deshalb abzuraten. Damit wird keine Geringschätzung sozialer Belange gegenüber denen des Umweltschutzes zum Ausdruck gebracht, sondern die Überzeugung, dass gesonderte Auszeichnungssysteme hier zielführender sind.

Rückläufige Bedeutung des Umweltzeichens

87. Die Anzahl der Produkte, die mit dem Blauen Engel ausgezeichnet sind, geht seit einigen Jahren deutlich zurück (Tab. 2.3-1).

Tabelle 2.3-1

Entwicklung der Anzahl der zeichenführungsberechtigten Produkte

Jahr		Anzahl
Ende	1997¯	4 485
Oktober	1999¯¯	3 866
März	2001¯¯¯	2 980

Quellen: * HÄßLER et. al., 1998, S. 8; ** UBA 1999a; *** interne Aufstellung UBA

Nach Auskunft des Umweltbundesamtes beruht dieser Rückgang vor allem auf dem Auslaufen von befristeten Verträgen und auf Weiterentwicklungsbedarf bei einer Reihe von Vergabegrundlagen; nach der bisherigen Fassung der

novellierungsbedürftigen Vergabegrundlagen können unterdessen keine neuen Verträge abgeschlossen werden. Da es sich allerdings weder beim Auslaufen von Zeichennehmerverträgen noch bei der Anpassung von Vergabegrundlagen um gänzlich neue Erscheinungen handelt – insbesondere die Laufzeit der Verträge war immer schon befristet –, müsste geklärt werden, woran es liegt, dass dadurch bedingte Rückgänge in jüngerer Zeit offenbar nicht mehr, wie in der Vergangenheit, durch neu abgeschlossene Verträge ausgeglichen oder überkompensiert werden.

88. Das Umweltzeichen kann nur in dem Maße wirken und wird nur in dem Maße Nutzer finden, in dem es den damit ausgezeichneten Produkten Marktvorteile verschafft. Wenn der mit dem Umweltzeichen verbundene Marktvorteil bei zahlreichen Produktgruppen im Laufe der Zeit abnimmt, weil ein zu großer Teil der Produkte dieser Gruppe ausgezeichnet ist und damit in dieser Gruppe der Hervorhebungswert des Zeichens schwindet, ist das kein Zeichen der Wirkungslosigkeit des Instruments, sondern gerade ein Erfolgszeichen. Neue Anreizwirkungen und Wettbewerbsvorteile durch das Umweltzeichen können und sollten für die betreffende Produktgruppe dann gegebenenfalls mit einer Verschärfung der Vergabekriterien angestrebt werden.

Dass sich das Umweltzeichen nicht in allen Fällen gleichermaßen günstig auf den Absatz des betreffenden Produkts auswirkt, liegt aber nicht nur an der im Prinzip erwünschten Ausbreitung und dadurch abnehmenden Wettbewerbsvorteilhaftigkeit des Umweltzeichens auf einzelnen Teilmärkten. Eine Rolle spielt auch der rückläufige Informationsstand der Bürger. Während 1993 der „Blaue Engel“ 61 % der Befragten als Kennzeichen für umweltfreundliche Produkte bekannt war, kannten das Zeichen 1998 nur noch 45 % (WEHRSPAUN, 2000, S. 152). Auch denen, die die Bedeutung des Zeichens kennen, sind oft die Gründe für die besondere Verlässlichkeit des Umweltzeichens nicht näher bekannt (s. HÄßLER et al., 1998, S. 34 ff.). Empirische Untersuchungen zeigen, dass bei ökologischen Produkten Zweifel an der Verlässlichkeit umweltbezogener Produktbezeichnungen und Labels ein häufiger Grund für Kaufzurückhaltung auch bei an sich ökologisch interessierten Marktteilnehmern ist (s. KAISER, 1996, S. 16, m. w. N.). Parallel zum rückläufigen Informationsstand hat auch die Aufmerksamkeit für das Zeichen abgenommen. 1993 gaben noch 53 %, 1998 dagegen nur noch 44 % der Befragten an, beim Einkauf auf das Zeichen zu achten (WEHRSPAUN, 2000, S. 152). Es ist nicht völlig auszuschließen, dass für diese Entwicklung auch ein „uncooles“ Image des Umweltzeichens, das insbesondere jüngere Käuferschichten nicht anspricht, eine Rolle spielt. So wird von Gesprächspartnern im Umweltbundesamt berichtet, dass das Umweltzeichen von Unternehmen vereinzelt trotz vorhandener Berechtigung nicht genutzt wird, weil man sich davon bei Produkten, die von Schülern gekauft werden sollen, eher eine negative Werbewirkung erwartet. Der Frage, ob es sich hier um eine unternehmerische Fehleinschätzung oder einen untypischen Sonderfall handelt oder ob tatsächlich ein Imageproblem zumindest bei einzelnen Verbrauchergruppen vorliegt, das gezielte Korrekturen in der Art der Präsentation des Umweltzeichens erforderlich macht, müsste systematisch nachgegangen werden.

Verbesserung der Öffentlichkeitsarbeit

89. Der Effekt des deutschen Umweltzeichens könnte und sollte durch eine intensivere und offensivere, bekanntheitssteigernde und imageverbessernde Werbung für dieses Zeichen verbessert werden. Dabei wäre Presse- und Fernsehwerbung wichtiger als Infobriefe (s. Umweltzeichen Newsletter Nr. 1, März 2000), die zwar für die besonders interessierten Kreise sehr wertvoll sind, mit denen sich aber nur schwer eine über den Kreis der ohnehin Interessierten und Informierten hinausgehende Öffentlichkeit erreichen lässt.

Im Zusammenhang mit der Forderung nach verstärkter Öffentlichkeitsarbeit für das Umweltzeichen wird kritisch auf die notwendige Wettbewerbsneutralität des Staates verwiesen (s. die Wiedergabe bei HÄßLER et al., 1998, S. 35). Dieser Gesichtspunkt steht aber einer Werbung für das Umweltzeichen, die gezielt an das Umweltbewusstsein der Verbraucher appelliert, nicht entgegen. Vorsorgender Umweltschutz ist eine grundgesetzliche Staatsaufgabe (Artikel 20a GG). Zur Neutralität im Sinne der Gleichgültigkeit gegenüber den umweltrelevanten Eigenschaften von Produkten ist der Staat daher nicht verpflichtet; er darf für eine umweltfreundliche Einstellung der Bürger qua Verbraucher werben und sich an institutionellen Arrangements beteiligen, die derartige Werbung betreiben. Allenfalls stellt sich die Frage, ob solche Werbung einer gesetzlichen Grundlage bedarf, wenn sie mit konkreten Informationen über die Umweltverträglichkeit bestimmter Produkte verbunden ist und daher zu einer nachvollziehbaren Verschiebung von Marktanteilen führt oder führen kann (Tz. 100 ff.).

Europäisches Umweltzeichen

90. Das mit der Verordnung (EWG) Nr. 880 und 92 eingeführte europäische Umweltzeichen („Euroblume“) ist bislang weniger nachgefragt als das deutsche. Anders als beim deutschen Umweltzeichen hat die Nachfrage bei den Zeichennehmern hier aber eine rasch ansteigende Tendenz. Nach Angabe der Eco-Label-Internetseite der Kommission vom Juni 2001 waren mit der Euroblume ca. 300 Produkte ausgezeichnet. Im August 2001 lautete die Angabe bereits auf 350, im Januar 2002 auf mehr als 400 Produkte (http://europa.eu.int/comm/environment/ecolabel). Empirischen Untersuchungen zufolge, die sich auf Befragungen von Unternehmen und Experten stützen, litt in der Vergangenheit die Akzeptanz des europäischen Umweltzeichens unter einem zu geringen Bekanntheitsgrad, mangelnder Abstimmung mit den nationalen Zeichensystemen, die sich z. B. in divergierenden Vergabekriterien äußert, zu hohen Kosten, zu langwierigen Verfahren und einer zu wenig partizipativen Struktur des Vergabeverfahrens (IÖW, 1999b, S. 20 ff.; HÄßLER et al., 1998, S. 20). Häufig wird auch angenommen, das ökologische Anspruchsniveau des europäischen Umweltzeichens sei geringer als das des deutschen (IÖW, 1999a, S. 19; ebenso die Wiedergabe von Befragungsergebnissen bei HÄßLER et. al., 1998, S. 20). Eine nähere Betrachtung führt hier allerdings zu differenzierteren Ergebnissen (NEVELING, 2000).

91. Mit der Verordnung (EG) Nr. 1980/2000 vom 17. Juli 2000 zur Revision des gemeinschaftlichen Systems zur Vergabe eines Umweltzeichens (ABl. EG Nr. L 237 und 1) ist der Versuch gemacht worden, das europäische Umweltzeichensystem zu optimieren:

– Der Anwendungsbereich des Zeichensystems wurde auf Dienstleistungen ausgedehnt (Artikel 2 i. V. m. Artikel 1 Abs. 1).

– Für die Auszeichnungsfähigkeit und die Produktgruppenabgrenzung sind neue Vorgaben formuliert, die sich vorwiegend an dem pragmatisch-funktionalen Gesichtspunkt möglichst weitgehender Ausschöpfung des Lenkungspotenzials orientieren (Artikel 2 bis 4; Tz. 85). So können z. B., mit entsprechender Anpassung der Vergabekriterien, Produktgruppen in Untergruppen unterteilt werden, wenn dies aufgrund der Umwelteigenschaften der Produkte und im Hinblick auf die Entfaltung des optimalen Potenzials des Umweltzeichens für Umweltverbesserungen erforderlich ist (Artikel 2 Abs. 3).

– Mitgliedstaaten und Kommission werden ausdrücklich zur Förderung des europäischen Umweltzeichens (Artikel 10) und in allgemeiner Form zu einer Koordination von europäischem System und nationalen Zeichensystemen verpflichtet, deren Einzelheiten noch in Ausführungsbestimmungen festzulegen sind (Artikel 11). Dabei wird ausdrücklich klargestellt, dass europäisches und nationales Umweltzeichen auch nebeneinander auf einem Produkt geführt werden können (Artikel 11 Abs. 2).

– Die Kommission wird mit der Erstellung eines Arbeitsplans beauftragt, der unter anderem vorrangig zu erfassende Produktgruppen auflisten, gemeinsame Aktionen zur Förderung der im europäischen System ausgezeichneten Produkte entwickeln und die gebotene Koordination zwischen europäischem System und nationalen Zeichensystemen konkretisieren soll (Artikel 5).

– Die Vergabe des europäischen Umweltzeichens erfolgt wie bisher durch die zuständigen mitgliedstaatlichen Stellen nach Maßgabe der auf europäischer Ebene festgelegten Vergabekriterien. Anders als bisher ist aber kein Verfahren mehr vorgesehen, das es den zuständigen Stellen der anderen Mitgliedstaaten ermöglicht, gegen eine beabsichtigte Vergabeentscheidung Einwände zu erheben (Artikel 7; vgl. dagegen Artikel 10 der früheren Verordnungsfassung).

– Was die von Unternehmensseite häufig als zu hoch betrachteten Kosten angeht, hat die Kommission auf der Grundlage der neuen Verordnung einen Bearbeitungsgebührenrahmen von 300 bis maximal 1 300 Euro und eine Jahresgebühr von 0,15 % des gemeinschaftsweiten Jahresumsatzes des ausgezeichneten Produkts festgelegt. Für kleine und mittlere Unternehmen (KMU) und für Zeichennehmer aus Entwicklungsländern ermäßigt sich die Gebühr um 25 % bzw., wenn beide Ermäßigungstatbestände zugleich erfüllt sind, um 50 % (Europäische Kommission, 2000a; zur bisherigen Regelung s. Europäische Kommission, 1993). Insgesamt bedeutet diese Neuregelung, obwohl sie nicht nur Verbilligungen vorsieht, eine Verbesserung insbesondere für die Unternehmen, die unter die Ermäßigungstatbestände fallen.

– Neu ist die Institutionalisierung eines „Ausschusses für das Umweltzeichen der Europäischen Union" (AUEU, Artikel 13). Dieser setzt sich zusammen aus den zuständigen Stellen der Mitgliedstaaten und dem ebenfalls neu vorgesehenen „Konsultationsforum" (Artikel 15). Das Konsultationsforum wird aus Vertretern der an einer Produktgruppe interessierten Kreise – unter anderem auch Umweltschutzgruppen und Verbraucherorganisationen – gebildet. Der AUEU ist bei der Festlegung der Vergabekriterien zu konsultieren. Entschieden wird über die Vergabekriterien aber nach wie vor im Ausschussverfahren, d. h. von der Kommission im Zusammenwirken mit einem aus Vertretern der Mitgliedstaaten zusammengesetzten Ausschuss (Artikel 6 Abs. 1 i. V. m. Artikel 17). Schon die bisherige Fassung der Verordnung sah vor, dass bei der Festlegung von Vergabekriterien ein interessenpluralistisch zusammengesetztes Gremium, das so genannte Forum der Interessenvertreter, anzuhören ist. Die Einflussmöglichkeiten dieses Forums wurden wegen seiner rein konsultativen Funktion und des in der Praxis relativ späten Anhörungszeitpunkts als gering eingeschätzt (LANDMANN, 1999, S. 150). Wie sich in dieser Hinsicht die Zusammenführung des interessenpluralistischen Konsultationsgremiums mit Vertretern der mitgliedstaatlichen zuständigen Stellen im neuen Umweltzeichenausschuss auswirken wird, bleibt abzuwarten. In jedem Fall bleibt aber das partizipative Element im europäischen System der Zeichenvergabe schwach entwickelt. Die wünschenswerte deutlichere Stärkung des partizipativen Elements im Vergabeverfahren für das europäische Umweltzeichen würde eine erneute Änderung der eben erst novellierten Verordnung erfordern.

92. Auf die wesentlichen Verbesserungen, die mit der neuen Verordnung erzielt worden sind, dürfte die in jüngster Zeit gestiegene herstellerseitige Nachfrage nach einer Auszeichnung mit dem europäischen Umweltzeichen (Tz. 90) zurückzuführen sein. Ein wesentlicher Vorteil des europäischen Zeichens im Verhältnis zu den nationalen ist die größere räumliche Reichweite. Das europäische Umweltzeichen könnte im Prinzip sehr viel größere Märkte für umweltfreundliche Produkte erschließen als das deutsche und einen entsprechend höheren und großräumiger wirksamen Anreiz zu umweltfreundlicher Produktgestaltung bieten. Die Förderung des europäischen Umweltzeichens liegt daher im Interesse deutscher Anbieter umweltfreundlicher Produkte und Dienstleistungen. Das Verhältnis zwischen deutschem und europäischem Umweltzeichen muss dementsprechend als ein Kooperations- und nicht als ein Konkurrenzverhältnis begriffen werden. Nationale Werbekampagnen für die „Euroblume" hat es bislang vor allem in denjenigen EG-Mitgliedstaaten gegeben, in denen kein nationales Umweltzeichen existiert (LANDMANN, 1999, S. 153). Zukünftig sollten auch die Mitgliedstaaten, die wie Deutschland über ein eigenes nationales Zeichensystem verfügen, mehr Engagement für die Förderung des europäischen Umweltzeichens zeigen und in diesem Sinne

konstruktiv an der in Artikel 5 Abs. 1 der neuen Verordnung vorgesehenen Planung gemeinsamer Förderaktionen mitwirken.

93. Verbesserte Koordination zwischen europäischer und nationaler Zeichenvergabe sollte insbesondere darauf hinauslaufen, dass eine wechselseitige Anpassung nationaler und europäischer Vergabekriterien angestrebt wird. Bei Produktgruppen, für die europäische Vergabekriterien existieren, deutsche dagegen noch nicht, ist es im Prinzip wünschenswert, dass die europäischen Kriterien auch für das deutsche Zeichen übernommen werden. Schon um einen zusätzlichen Anreiz zu anspruchsvoller Fassung der europäischen Vergabekriterien zu schaffen, sollte diese Strategie nicht bedingungslos verfolgt werden. Andererseits sollte nicht jedes Zurückbleiben der europäischen Vergabekriterien hinter dem, was man sich von deutscher Seite gewünscht hätte, zum Anlass genommen werden, die Übernahme abzulehnen. Die beträchtlichen Erleichterungen, die sich für Unternehmen ergeben, wenn sie ihre Produkte auf unterschiedlichen Absatzmärkten nach Wahl mit dem geeigneteren Zeichen oder stets mit beiden versehen können, würden der Marktdurchdringung sehr förderlich sein und dem Umweltschutz letztlich besser dienen als das Bestehen auf kleinen Unterschieden im Anspruchsniveau.

2.3.2.2.2.3 Überwachung

94. Von zentraler Bedeutung für die Funktionsfähigkeit von geschützten Bezeichnungen und Öko-Gütesiegeln aller Art ist eine Überwachung, die sicherstellt, dass die jeweilige Aussage auf die damit versehenen Produkte auch tatsächlich zutrifft. Falsche Etikettierungen können, wenn sie publik werden, mühsam aufgebautes Verbrauchervertrauen zunichte machen und erhebliche Investitionen in Bekanntheit und Glaubwürdigkeit eines Symbols oder einer geschützten Bezeichnung entwerten. Dadurch wird potenziell auch die Glaubwürdigkeit von geschützten Bezeichnungen und Labels überhaupt in Mitleidenschaft gezogen.

95. Die in Deutschland institutionalisierte Überwachung der Einhaltung der EG-Öko-Verordnung ist in einem Bericht des Lebensmittel- und Veterinäramtes der Europäischen Kommission analysiert und teilweise kritisch kommentiert worden (Europäische Kommission, 1999). Bedauerlich ist, dass in der deutschen Erwiderung auf diesen Bericht (BMELF, 2000) ein im Kommissionsbericht hervorgehobenes grundlegendes Problem des vorgefundenen Kontrollsystems nicht ernst genommen wird. Der Bericht weist darauf hin, dass der intensive Wettbewerb zwischen den zugelassenen privaten Kontrollstellen, der sich auch auf den Preis der Inspektionstätigkeit erstreckt, sich ungünstig auf die Funktionsfähigkeit des Kontrollsystems auswirken kann (Europäische Kommission, 1999, S. 13 und 15). Vom zuständigen deutschen Bundesministerium wird die „Aussage, dass sich dieser Wettbewerb möglicherweise negativ auf die Qualität und die Objektivität der Tätigkeit der Kontrollstellen auswirken könnte, ... nicht geteilt“ (BMELF, 2000, S. 16).

Der Umweltrat stellt dazu fest, dass die Kontrolle der Einhaltung von Rechtsvorschriften nicht den Charakter einer üblichen Dienstleistung hat. Üblicherweise kommt es bei Dienstleistungen darauf an, möglichst gut und möglichst kostengünstig das Interesse des jeweiligen Kunden zu bedienen. In dieser Konstellation wirkt sich Wettbewerb effizienzfördernd aus. Wenn es darum geht, zu prüfen, ob der „Kunde“ bestimmte Rechtsvorschriften eingehalten hat, kommt es dagegen nicht primär auf das Eigeninteresse des jeweiligen Kunden, sondern auf das Interesse der Allgemeinheit an der Einhaltung der betreffenden Vorschriften an. Dieses Interesse kann nur von Institutionen optimal bedient werden, die in ihrer Tätigkeit von denen, die sie kontrollieren sollen, unabhängig sind. Wenn private Kontrolleure sich im Wettbewerb um die Aufträge derer bemühen müssen, die sie kontrollieren sollen, ist die erforderliche Unabhängigkeit nur sehr begrenzt gegeben. In Bereichen, in denen sich durch normwidriges Verhalten Gewinne realisieren lassen, ist es deshalb prinzipiell problematisch, wenn Überwachungsleistungen so organisiert sind, dass der Kontrollierte sich seinen Kontrolleur am Markt aussuchen kann. Dem starken Anreiz zu übermäßig entgegenkommender Wahrnehmung der Kontrollaufgabe kann unter diesen Umständen, wenn überhaupt, nur durch hohe Standardisierung der Kontrollleistungen, einschließlich der Kontrollkosten, und aufwendige staatliche Kontrolle der privaten Kontrolleure entgegengewirkt werden. Der Umweltrat empfiehlt, das Kontrollsystem für die Beachtung der EG-Öko-Verordnung auf nationaler Ebene diesen Einsichten entsprechend zu verbessern und sich auf europäischer Ebene für eine entsprechende Weiterentwicklung der Verordnung einzusetzen.

2.3.2.2.3 Kennzeichnungspflichten

Grundfragen

96. Ein besonders wichtiges Instrument der Gewährleistung von Markttransparenz sind Kennzeichnungspflichten in Bezug auf umweltrelevante Produkteigenschaften wie enthaltene Stoffe, Energieverbrauch u. Ä. Hier hat vor allem die EG wichtige Anstöße gegeben, so z. B. in Bezug auf Verbrauchsangaben bei Haushaltsgeräten (Richtlinie 92/75/EWG, mit Durchführungsrichtlinien für einzelne Gerätearten) und Kraftfahrzeugen (Richtlinie 1999/94/EG). Andererseits beschränkt das Europarecht die Möglichkeit der EG-Mitgliedstaaten, Kennzeichnungen durch nationales Recht vorzuschreiben. Kennzeichnungsvorschriften behindern die durch Artikel 28 EGV geschützte Warenverkehrsfreiheit; sie können allerdings im Prinzip mit Umweltschutzgründen gerechtfertigt werden. Dagegen verbleibt kaum noch ein Handlungsspielraum für die nationale Gesetzgebung, soweit bereits produktbezogene Vorschriften des europäischen Sekundärrechts – Richtlinien oder Verordnungen – existieren, die mit eigenen Kennzeichnungsregelungen oder auf sonstige Weise zu erkennen geben, dass sie die Verkehrsfähigkeit der betreffenden Produkte generell oder jedenfalls hinsichtlich der erforderlichen Kennzeichnungen abschließend zu regeln beanspruchen (siehe z. B. für den Bereich der Lebensmittel GRUBE, 1997, S. 59 ff.). Die Regelungen, die die Zulässigkeit „nationaler Alleingänge“ in solchen bereits harmonisierten Bereichen beschränken, sind mit der Änderung des EG-Vertrages durch den Vertrag von Amsterdam in bestimmten Hinsichten noch verschärft

worden (Artikel 95 IV-VI EGV). In Kennzeichnungsfragen ist daher, wie in allen Fragen der produktbezogenen Umweltpolitik, die Verlagerung politischer Aufmerksamkeit auf die europäische Ebene besonders wichtig. Grenzen sind der nationalen wie der europäischen Kennzeichnungspolitik außerdem durch das Welthandelsrecht gesetzt (näher LELL, 2001, S. 177 ff.).

97. Kennzeichnungspflichten, die sich auf vom Verbraucher möglicherweise abgelehnte Stoffe oder Verfahren beziehen, stoßen häufig auf Widerstand und werden mit der Begründung abgelehnt, dass eine Kennzeichnung zu unsachgerechten, auf Fehlvorstellungen und übertriebenen Ängsten beruhenden Verbraucherreaktionen Anlass geben werde. Solche Argumente gegen Kennzeichnungspflichten sind marktsystemwidrig. Gegen möglicherweise irrationale Verbraucherpräferenzen ist Aufklärung, nicht Verheimlichung die markt- und verfassungskonforme Strategie (ROSSEN, 2000).

Allerdings werden Verbraucherinformationen am Markt in gewissem Umfang ohne weiteres auch freiwillig bereitgestellt. Es stellt sich daher die grundsätzliche Frage, ob und inwieweit für die Information der Marktteilnehmer über sie interessierende umweltrelevante Produkteigenschaften positive Kennzeichnungspflichten tatsächlich erforderlich sind, bzw. ob und inwieweit es umgekehrt bei freiwilligen Angaben sein Bewenden haben kann. Dies lässt sich in pauschaler Weise kaum abschließend beantworten, da die vernünftige Antwort unter anderem von Praktikabilitätsgesichtspunkten abhängt, die nur bezogen auf den jeweiligen konkreten Sachbereich beurteilt werden können. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass Produktanbieter über nicht offen zutage liegende Produkteigenschaften, für die eine positive Präferenz potenzieller Kunden unterstellt wird, von sich aus informieren, während Informationen, von denen keine werbende oder sogar eine abschreckende Wirkung erwartet wird, nicht freiwillig erfolgen. Dies spricht, beispielsweise soweit es um Inhaltsstoffe und Materialien geht, für extensive, nicht auf „problematische“ Stoffe oder Materialien beschränkte Kennzeichnungspflichten. Damit bleibt die Einstufung von Produkteigenschaften als erwünscht oder unerwünscht den Marktteilnehmern überlassen. Andernfalls würde schon der Staat durch die Kennzeichnungspflicht als solche eine Negativauszeichnung des von ihr Erfassten vornehmen. Für umfangreichere Informationen über umweltrelevante Produkteigenschaften – Detailergebnisse vorgeschriebener Prüfungen und Ähnliches –, die aus Praktikabilitätsgründen nicht zum Gegenstand einer Kennzeichnungspflicht gemacht werden können, bietet sich eine Verpflichtung der Hersteller zur Veröffentlichung in allgemein zugänglichen Transparenzdatenbanken an (s. auch MÜLLER, 2001, S. 14).

Kennzeichnung als Element der Chemiepolitik

98. Zu begrüßen ist in diesem Zusammenhang die Position, die die Europäische Kommission in ihrem Weißbuch „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik“ (s. Kap. 3.1.4) zu den Informationsansprüchen der Bürger einnimmt. Die Kommission stellt ausdrücklich fest, dass die Bürger Zugang zu Informationen über Chemikalien haben sollten, denen sie ausgesetzt sind, und erkennt die Entscheidungsfreiheit der Verbraucher an. Diese sollen die Möglichkeit haben, auf der Grundlage von Informationen, die die Hersteller und nachgeschalteten Anwender von Chemikalien ihnen an die Hand geben, ihr eigenes Urteil darüber zu fällen, welche auf dem Markt angebotenen Produkte „in Bezug auf ihre inhärenten Eigenschaften und Risiken vorteilhafter sind“ (KOM(2001)88 endg., S. 28 f.). Der Umweltrat empfiehlt, eine solche Transparenzstrategie auf europäischer Ebene mit Nachdruck zu unterstützen. Informationspflichten in Bezug auf die chemische Zusammensetzung von Produkten sollten dabei so verbraucherfreundlich wie möglich, d. h. möglichst weitgehend als Kennzeichnungspflichten (Information auf dem jeweiligen Produkt) ausgestaltet werden. Über der Verbesserung der Verbraucherinformation ist im Übrigen nicht zu vergessen, dass der Entscheidungsfreiheit des einzelnen Verbrauchers Grenzen gesetzt werden dürfen und müssen, wo dies zur angemessenen Bewältigung von Risiken erforderlich ist, die nicht nur ihn individuell, sondern Umweltgüter der Allgemeinheit oder schutzbedürftige Dritte wie z. B. Kinder betreffen. Eine Politik verbesserter Kennzeichnungen darf nicht zum Ersatz für notwendige Verbotslösungen werden (zu den Grenzen der Leistungsfähigkeit markttransparenzerzeugender Instrumente allgemein Tz. 75).

Verpackungskennzeichnung

99. Umwelt- und sortierkostenrelevante Aspekte von Verbrauchsverpackungen spiegeln sich in dem Lizenzentgelt, das die Hersteller für die Kennzeichnung von Verbrauchsverpackungen mit dem „Grünen Punkt“ und die Entsorgung der so gekennzeichneten Verpackungen über das Duale System zu zahlen haben (FLANDERKA, 1999, S. 116). Ein geeignetes Instrument zur Information des Verbrauchers über Qualität, Quantität und ökonomisch relevante Verwertbarkeitseigenschaften der Verpackungen, die er beim Kauf von Waren miterwirbt, wäre daher die Verpflichtung zur Angabe des DSD-Lizenzentgelts auf der jeweiligen Verpackung. Der Umweltrat empfiehlt die Einführung einer solchen Verpflichtung. Zugleich müsste allerdings durch entsprechende rechtliche Vorgaben in der Verpackungsverordnung auch gesichert werden, dass es bei einem Berechnungsmodus für das Lizenzentgelt bleibt, der in der Hauptsache auf ökologisch relevante Kriterien abstellt. Die Entscheidung der Kommission vom 28. Januar 1997 über ein Kennzeichnungssystem für Verpackungsmaterialien (Europäische Kommission, 1997), die in Bezug auf die Art und Weise der Kennzeichnung der Verpackungsmaterialien eine abschließende Regelung trifft, steht der vorgeschlagenen Kennzeichnungspflicht nicht entgegen, da es sich bei der Angabe des Lizenzentgelts nicht um eine Angabe über das verwendete Verpackungsmaterial handelt. Auch die zugrunde liegende europäische Verpackungsrichtlinie (94/62/EG) enthält weder abschließende Bestimmungen zur Verpackungskennzeichnung noch sonstige Vorschriften, die eine auf nationaler Ebene verankerte Verpflichtung zur Angabe von Lizenzentgelten auf Verbrauchsverpackungen ausschließen würden.

2.3.2.2.4 Behördliche Information und Beratung

Fehlende gesetzliche Grundlage

100. Zur Aufklärung der Marktteilnehmer über umweltrelevante Eigenschaften der am Markt angebotenen Güter kann auch eine entsprechende behördliche Informationstätigkeit dienen. Neben privatrechtlich organisierten Institutionen wie der Stiftung Warentest tragen insbesondere das Umweltbundesamt, aber auch andere öffentliche Stellen wie z. B. kommunale Umweltberatungen auf diese Weise zu ökologischer Markttransparenz bei. Die umweltbezogene Verbraucheraufklärung durch Behörden wird allerdings durch fehlende bzw. unzureichende Rechtsgrundlagen eingeschränkt und behindert. Nach in Rechtsprechung und Literatur vorherrschender Auffassung stellen – von umstrittenen Sonderfällen abgesehen – behördliche Informationen, die zu einem Absatzrückgang bestimmter Produkte führen, einen Eingriff in die grundrechtlich geschützte Berufs- oder Wettbewerbsfreiheit der Anbieter dar, sofern die betreffende Einwirkung auf den Markt „final“, d. h. von der Behörde beabsichtigt war (GUSY, 2000, S. 983; LEGE, 1999, S. 569 ff., m. w. N.). Demnach bedürfen sie, da in Grundrechte nur durch Gesetz oder aufgrund von Gesetzen eingegriffen werden darf, einer gesetzlichen Grundlage.

101. Für eine auf umweltrelevante Produkteigenschaften oder umweltrelevantes Marktverhalten bezogene, von konkreten Gefahrensituationen unabhängige Informationstätigkeit kommunaler oder mit Umweltangelegenheiten befasster staatlicher Behörden sind bislang solche gesetzlichen Grundlagen nicht vorhanden. § 2 Abs. 1 Nr. 2 des Gesetzes über die Errichtung eines Umweltbundesamtes weist zwar dem Umweltbundesamt unter anderem die Aufgabe der „Aufklärung der Öffentlichkeit in Umweltfragen“ zu. Nach allgemein akzeptierter Auffassung ist aber zwischen Aufgabenzuweisung und Eingriffsermächtigung zu unterscheiden. Eine bloße gesetzliche Aufgabenzuweisung verschafft noch nicht die Befugnis, die zugewiesene Aufgabe auch durch Eingriff in Grundrechte zu erfüllen (OSSENBÜHL, 1986, S. 38 ff.; DI FABIO, 1997, S. 5; a. A. für informationsbezogene Aufgabenzuweisungen BÖHM, 1997, S. 799). Da es sich jedenfalls dem Wortlaut und dem systematischen Standort nach bei § 2 Abs. 1 Nr. 2 des Gesetzes über die Errichtung eines Umweltbundesamtes um eine reine Aufgabenzuweisungsnorm handelt, bietet die Bestimmung für informatorische Grundrechtseingriffe keine ausreichende gesetzliche Grundlage (OSSENBÜHL, 1986, S. 41). Ebenso wie andere Behörden mit umweltbezogenen Informationskompetenzen läuft deshalb nach der dargestellten vorherrschenden Rechtsauffassung auch das Umweltbundesamt Gefahr, mit Informationen über die Umweltverträglichkeit von Produkten einen rechtswidrigen und potenziell entschädigungspflichtigen Grundrechtseingriff zu begehen, sobald die Information das Marktverhalten der Adressaten merklich beeinflusst.

Die herrschende Rechtsauffassung, aus der sich diese Einschränkung der zulässigen behördlichen Informationstätigkeit ergibt, ist angreifbar. Die grundrechtlichen Freiheiten, einen Beruf auszuüben und am freien Wettbewerb teilzunehmen, beinhalten keinen Anspruch darauf, dass Absatzchancen erhalten bleiben, die auf unzureichender Markttransparenz beruhen. Aufklärung, welche durch zutreffende und diskriminierungsfreie Information über umweltfreundliches Konsumverhalten und umweltrelevante Produkteigenschaften die für einen funktionsfähigen Wettbewerb erforderliche Markttransparenz herstellt, ist daher auch dann kein Grundrechtseingriff, wenn sie von einer Behörde ausgeht. Dass die herrschende – auch von der Rechtsprechung vertretene – Auffassung in diesem Punkt mit guten Gründen kritisiert werden kann, ändert aber nichts daran, dass sie in der Praxis für die Behörden maßgeblich ist. Rechtssicherheit für eine sachlich korrekte, potenziell nachfragerelevante Informationstätigkeit und sachgerechte Empfehlungen der Behörden kann daher nur durch entsprechende gesetzliche Ermächtigungen geschaffen werden.

102. In der Praxis wirkt sich das Fehlen einer solchen Rechtsgrundlage hinderlich aus. Wenn z. B. das Umweltbundesamt auf die erheblichen Lärmbelästigungen und Schadstoffemissionen, die von Laubsaugern und Laubblasgeräten ausgehen, hinweist und mit Rücksicht darauf empfiehlt, auf den Gebrauch solcher Geräte möglichst zu verzichten (UBA, 2000), läuft es nach gegenwärtig vorherrschender Rechtsauffassung Gefahr, Entschädigungsansprüche der betroffenen Hersteller auszulösen, sobald diese Äußerung eine erkennbare Wirkung hat. Das Amt muss sich also im Produktbereich auf absehbar wirkungslose Informations- und Beratungsaktivitäten beschränken. Für eine effektive Informations- und Beratungstätigkeit benötigt das Umweltbundesamt eine gesetzliche Grundlage, die ihm ausdrücklich gestattet, die Öffentlichkeit über umweltrelevante Eigenschaften von Produkten – einschließlich Dienstleistungen – zu informieren, ökologisch vorteilhaftes Kundenverhalten zu empfehlen und vom Erwerb und Gebrauch besonders umweltbelastender Produkte abzuraten. Es ist widersprüchlich, dem Amt umfassende Aufklärungsaufgaben gesetzlich zuzuweisen, ihm aber die dazu erforderlichen gesetzlichen Befugnisse vorzuenthalten.

Auch anderen Behörden fehlen für eine sinnvolle Verbraucherinformationstätigkeit in ihrem Zuständigkeitsbereich die erforderlichen gesetzlichen Grundlagen. So sind beispielsweise die Informationsbefugnisse der Lebensmittelüberwachungsbehörden bei festgestellten Verstößen gegen das Lebensmittelrecht nicht geregelt. Auch in Bezug auf andere Produktarten fehlt es an Rechtsgrundlagen, die es den zuständigen Behörden ermöglichen, unabhängig von akuten Gefährdungslagen über rechtswidrige Produktbeschaffenheiten die Verbraucher in zweckmäßiger Weise zu informieren. Der Umweltrat empfiehlt die Schaffung einer allgemeinen gesetzlichen Grundlage für die behördliche Umwelt- und Verbraucherinformation. Der richtige Standort für eine solche Regelung wäre ein allgemeines Bürgerinformationsgesetz (Informationsfreiheitsgesetz, Tz. 124), das zugleich die individuellen Informationsansprüche der Bürger regelt, oder ein nicht nur die Endverbraucher betreffendes Verbraucherschutz- oder Verbraucherinformationsgesetz.

Alternativ wären auch spezialgesetzliche Lösungen – z. B. hinsichtlich der Informationsbefugnisse des Umweltbundesamtes die Aufnahme einer entsprechenden gesetzlichen Regelung in das Gesetz über die Errichtung des Umweltbundesamtes – denkbar. Vorzugswürdig sind aber die zuerst genannten Lösungen. Das rechtskulturell bedingte Transparenzdefizit in Deutschland (Tz. 124 ff., 119 f.) ist ein allgemeines Problem, auf das nicht mit verzettelten punktuellen Verbesserungen, sondern mit einer allgemeinen gesetzlichen Regelung reagiert werden sollte.

Beachtung der europäischen Warenverkehrsfreiheit

103. Dass zutreffende und diskriminierungsfreie behördliche Informationen, einschließlich daraus korrekt abgeleiteter umweltbezogener Handlungsempfehlungen, unter dem Gesichtspunkt marktbezogener Freiheiten unbedenklich sind, gilt auch für die Ebene des Europarechts. Das Umweltbundesamt hat auf seinen Internetseiten im Zusammenhang mit der Vorstellung von Öko-Bilanzen zu Getränkeverpackungen darauf hingewiesen, dass die Umweltverträglichkeit von Mehrweg-Getränkeverpackungen wesentlich von der Transportentfernung abhängt, und daraus für den Konsumenten, der sich umweltfreundlich verhalten möchte, die Empfehlung abgeleitet: „Kaufen Sie Getränke aus der Region, denn: jeder Kilometer zählt“. Hingewiesen wurde daneben auch auf einen „positive(n) Nebeneffekt: Sie stärken die Wirtschaft in ihrer Region und die vielen Regionalinitiativen, die regionale Produkte kaufen und vertreiben“. Diese Publikation hat die Europäische Kommission im Dezember 2000 als Verstoß gegen die europäische Warenverkehrsfreiheit (Artikel 28 des EG-Vertrages) beanstandet. Nach einer Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs aus dem Jahre 1982 ist in der Tat eine Regierungskampagne, mit der die Bevölkerung eines Mitgliedstaats zum Kauf inländischer Waren angespornt werden soll („Buy Irish!“), mit der Warenverkehrsfreiheit nicht vereinbar (EuGH Rs. 249/81, Slg. 1982, S. 4005). Um einen solchen Fall handelt es sich hier aber nicht. Allenfalls der beigefügte Verweis auf den „positiven Nebeneffekt“, dass durch den Kauf von Getränken aus der Region die regionale Wirtschaft gestärkt wird, könnte als ein Appell verstanden werden, der prinzipiell binnenmarktwidrige Präferenzen schürt, und ist insofern tatsächlich nicht ganz unproblematisch. Der Hinweis auf die ökologische Vorteilhaftigkeit des Kaufs von Gütern aus der jeweiligen Region hat dagegen keinerlei gegen den freien europäischen Warenverkehr gerichtete Tendenz, wie sich schon daran zeigt, dass er in grenznahen Regionen die Bevorzugung von Gütern aus dem grenznahen Ausland gegenüber Gütern aus entfernteren deutschen Gegenden nahe legt. Dieser Hinweis und die Verhaltensempfehlung, die sich unter Umweltgesichtspunkten daraus zwangsläufig ergibt, verfolgen ausschließlich umweltbezogene Zielsetzungen. Sie verzerren auch in keiner Weise den innereuropäischen Wettbewerb. Der Hinweis auf das Ergebnis der Öko-Bilanzen für Getränkeverpackungen und die sich daraus ergebende ökologische Vorteilhaftigkeit von Mehrwegprodukten aus der Region verbessert im Gegenteil die informatorischen Voraussetzungen dafür, dass der Markt seine Funktion erfüllen kann, die Präferenzen der Marktteilnehmer optimal zu bedienen. Behördliche Informationen dieser Art stellen deshalb keinen Eingriff in die EG-vertraglich gewährleisteten Marktfreiheiten dar (BECKER, 2002).

2.3.2.2.5 Publizität umweltrelevanter Unternehmensdaten

2.3.2.2.5.1 EMAS

104. Das Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsführung *(Environmental Management and Audit Scheme* – EMAS) nach der EG-Umweltauditverordnung ermöglicht es Unternehmen und anderen Einrichtungen, sich ihren Kunden und sonstigen Partnern gegenüber als umweltbewusst auszuweisen. Die Verordnung ist damit ihrer Grundidee nach ein Instrument zur Verbesserung der Informationslage für Marktteilnehmer, die sich in ihrem Nachfrageverhalten auch an ökologischen Kriterien orientieren wollen, und schafft damit zugleich Anreize für Unternehmen, sich als Anbieter in diesem Sinne zu profilieren. Unternehmen und andere Einrichtungen, die sich an diesem System beteiligen wollen, müssen sich auf die Einhaltung der geltenden Umweltvorschriften und die angemessene kontinuierliche Verbesserung ihres betrieblichen Umweltschutzes verpflichten, sich bestimmte selbstgewählte umweltbezogene Ziele setzen, ein Umweltmanagementsystem institutionalisieren, sich umweltbezogenen Selbstprüfungen unterziehen, eine für die Öffentlichkeit bestimmte so genannte Umwelterklärung verfassen und die Einhaltung all dieser in der Verordnung näher bestimmten Anforderungen durch einen zugelassenen externen Umweltgutachter überprüfen lassen; im Erfolgsfall werden sie bei der zuständigen registerführenden Stelle – in Deutschland bei den Industrie- und Handelskammern – als Teilnehmer eingetragen und können dann diese durch ein spezielles Emblem symbolisierte Beteiligung in ihrer Unternehmenskommunikation herausstellen (näher EWER, 2000, S. 45 ff.; NISSEN, 1999, S. 44 ff.; s. auch die Beiträge in BAUMAST und PAPE, 2001).

Beteiligungsstand

105. Ob und inwieweit das EMAS-System als im Sinne des Umweltschutzes erfolgreich betrachtet werden kann, hängt vom Beteiligungsstand und den umweltrelevanten Beteiligungseffekten ab. Der Beteiligungsstand innerhalb Europas ist bislang unbefriedigend. In Deutschland ist das EMAS-System zwar relativ gut angenommen worden. Anfang Juni 2001 waren in Deutschland 2147 teilnehmende Standorte eingetragen (Tab. 2.3-2). Deutschland liegt damit, was die absolute Teilnehmerzahl angeht, innerhalb Europas mit weitem Abstand an der Spitze. Nur Österreich weist einen im Verhältnis zur Bevölkerungszahl höheren Beteiligungsstand auf. In einer Reihe von Mitgliedstaaten spielt das EMAS-System dagegen bis heute so gut wie keine Rolle. Gemessen an der Gesamtzahl der Einrichtungen, die sich beteiligen könnten, ist allerdings auch in Deutschland der Beteiligungsstand nicht eindrucksvoll. Ein deutliches innereuropäisches Gefälle im Interesse an EMAS zeigt sich auch in der sehr unterschiedlichen Anzahl der in den einzelnen Mitgliedstaaten zugelassenen Umweltgutachter (Tab 2.3-3).

Tabelle 2.3-2

Anzahl der EMAS-eingetragenen Standorte

Insgesamt	**3 134**
Deutschland	2 147
Österreich	251
Schweden	184
Dänemark	160
Spanien	82
England	78
Norwegen (nicht EU-Mitglied)	63
Italien	54
Frankreich	35
Finnland	31
Niederlande	27
Belgien	9
Irland	8
Griechenland	2
Luxemburg	1
Portugal	0

Quelle: Europäische Kommission, EMAS Helpdesk, Stand 8. Juni 2001

Tabelle 2.3-3

Anzahl der zugelassenen Umweltgutachter

Insgesamt	**314**
Deutschland	237
Österreich	18
England	10
Frankreich	8
Spanien	8
Belgien	6
Niederlande	6
Schweden	6
Dänemark	4
Italien	4
Norwegen (nicht EU-Mitglied)	4
Finnland	2
Luxemburg	1
Griechenland	0
Irland	0
Portugal	0

Quelle: Europäische Kommission, EMAS Helpdesk, Stand 8. Juni 2001

Umweltrelevante Beteiligungseffekte

106. Was die Beteiligungseffekte angeht, die bei den teilnehmenden Unternehmen und sonstigen Einrichtungen erzielt worden sind, ist zu unterscheiden zwischen den Wirkungen, die die Einhaltung der geltenden Umweltvorschriften betreffen, und darüber hinausgehenden Wirkungen, die sich aus der Verfolgung konkreter selbstgesetzter Ziele und sonstigen Verbesserungen im Umweltmanagement ergeben.

Jeder Blick in eine Zufallsauswahl von EMAS-Umwelterklärungen zeigt, dass nicht nur die Umwelterklärungen selbst von sehr unterschiedlicher Qualität, sondern auch die darin dokumentierten umweltbezogenen Verbesserungsziele der EMAS-Teilnehmer von unterschiedlichem Anspruchsniveau sind. Bei den Zielsetzungen überwiegen die allgemein gefassten gegenüber den konkreten; in vielen Fällen werden ausschließlich vage Ziele ins Auge gefasst. Auch systematische Analysen von Umwelterklärungen und Modellprojekten bestätigen dies (STEGER et al., 1998, S. 64 f.; STEVEN und LETHMATHE, 1998, S. 30 f.; FREIMANN, 1997, S. 188 f.; FREIMANN und SCHWADERLAPP, 1995, S. 492). Das sehr unterschiedliche Niveau der gewählten Umweltziele ist in der Verordnung selbst angelegt, die die Wahl der konkreten Zielsetzungen dem Teilnehmer überlässt. Im Rahmen eines Systems, das auf freiwillige Beteiligung setzt und sein spezifisches Motivationspotenzial auch nur auf der Grundlage dieser Freiwilligkeit entfalten kann, ist das systemgerecht. Anreize zu anspruchsvollerer Zielformulierung können sich in diesem System nur daraus ergeben, dass die Öffentlichkeit zumindest in relevanten Teilen die an sie gerichteten Umwelterklärungen zur Kenntnis nimmt und anspruchsvolle Zielsetzungen honoriert. Dazu bedarf es geeigneter publizistischer Vermittlungen wie z. B. Rankings, die ihrerseits anspruchsvolle Zielsetzungen angemessen honorieren. Auch wenn das Ausmaß der in EMAS-Umwelterklärungen dokumentierten erzielten und geplanten Verbesserungen von Fall zu Fall unterschiedlich ausfällt, deuten empirische Untersuchungen darauf hin, dass das EMAS-System auch über die rechtlich durchsetzbaren Verpflichtungen hinaus insgesamt erhebliche positive Umwelteffekte erzeugt (BANKERT et al., 1998, S. 50 ff.; STEGER et. al., 1998, S. 90 ff.; STEVEN und LETMATHE, 1998, S. 39 f.; ASU und UNI, 1997, S. 29 ff.; s. auch, für Beispiele aus Fallstudien, HEINELT und TÖLLER, 1999, S. 92 und 98 f.).

107. Die Auswirkungen der EMAS-Beteiligung auf die Einhaltung geltender Umweltvorschriften („compliance“) werden in einigen vorliegenden Evaluationen positiv beurteilt. Eine Untersuchung im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit, die auf der Befragung von Verantwortlichen an EMAS-zertifizierten Standorten und von Umweltgutachtern beruht, kam zu dem Ergebnis, dass die Beteiligung am EMAS-System in vielen Fällen zur Feststellung und Behebung von Umweltrechtsverstößen führt, und ergab keinerlei Anhaltspunkte für Missachtungen der *compliance*-Anforderung durch teilnehmende Unternehmen oder für eine diesbezüglich unzureichende Aufgabenwahrnehmung der Umweltgutachter (s. die Wiedergabe bei KNOPP und

EBERMANN-FINKEN, 2000, S. 332; REHBINDER und HEUVELS, 1998, S. 1252).

Auch eine im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführte Erhebung anhand von Fragebögen und Interviews kommt zu dem Schluss, dass die einzelnen Elemente von EMAS „von den Unternehmen durchgängig korrekt umgesetzt“ werden (BOHNE et al., 1999, S. 123). In derselben Untersuchung wird allerdings auch mitgeteilt, dass in 5,6 % der Registrierungsverfahren für Standorte, die vom Umweltgutachter bereits positiv beurteilt worden waren, die nach § 34 UAG angehörten Behörden zunächst wegen nicht gegebener Umweltrechtskonformität Einwände erhoben hatten. Diese Beanstandungen erfolgten in aller Regel nicht auf der Grundlage behördlicher Kontrollen vor Ort, sondern allein auf der Grundlage von bei der Behörde ohnehin vorliegenden Informationen. Wenn es üblich wäre, dass die Behörden sich aus Anlass der Anhörung nach § 34 UAG durch eigene Kontrollen ein Bild von der Einhaltung der Umweltvorschriften am betreffenden Standort machen, dürfte sich eine wesentlich höhere Beanstandungsquote ergeben. Umgekehrt wäre allerdings in diesem Fall auch ein Teil behördlicher Beanstandungen, die in der zitierten Untersuchung erfasst wurden, nicht erhoben worden, weil die Beanstandungen sich in vielen Fällen auf Missstände bezogen, die im Zuge der Auditierung bereits abgestellt worden waren. In „vielen“ anderen Beanstandungsfällen – eine Quantifizierung fehlt – haben sich dagegen die Behörden mit den betroffenen Unternehmen auf Fristen geeinigt, innerhalb derer die Verstöße abgestellt werden sollten, und auf dieser Grundlage ihre Beanstandung zurückgezogen, sodass am Ende nur in 0,5 % der Fälle die Eintragung wegen behördlicher Einwände abgelehnt werden musste (BOHNE et al., 1999, S. 122). In den vielen Einigungsfällen haben also die Behörden durch Zurücknahme ihrer Beanstandung die Eintragung von Standorten ermöglicht, die jedenfalls zum Zeitpunkt der Eintragung die geltenden Umweltvorschriften noch nicht erfüllten und trotzdem vom Umweltgutachter positiv validiert worden waren. Das Erfordernis der Einhaltung der einschlägigen Umweltvorschriften wurde demnach im Ergebnis des Öfteren nicht ernst genommen bzw. nicht im Sinne einer strengen Eintragungsvoraussetzung interpretiert.

Im Rahmen einer Fragebogenerhebung des Umweltbundesamtes bei allen bis Ende 1998 zertifizierten Standorten (Rücklauf: 70 %) wurde das juristische Wissen der Umweltgutachter von 90 % der Teilnehmenden als sehr gut oder gut eingestuft, und 59 % bezeichneten die Maßstäbe, die ihr Umweltgutachter bei der Überprüfung der Einhaltung der gesetzlichen Vorschriften angelegt hatte, als „sehr hoch“ (UBA, 1999b, S. 47). Über die Antwortverteilung bei den übrigen 41 % wird nichts mitgeteilt.

Bekannt ist auch das Pilotprojekt, das in Bayern in Zusammenarbeit mit dem Verband der Chemischen Industrie speziell zu dem Zweck durchgeführt wurden, zu prüfen, inwieweit die EMAS-Teilnahme geeignet ist, für die Einhaltung geltender Umweltvorschriften zu sorgen. Auch dieses Pilotprojekt kam zu positiven Ergebnissen und leitete daraus die Vertretbarkeit von Deregulierungen zugunsten auditierter Standorte ab (SOMMER, 1996).

108. Dass die Ergebnisse von Pilotprojekten und Befragungen von Unternehmen und Gutachtern hinsichtlich der Einhaltung der geltenden Umweltvorschriften positiv ausfallen, kann freilich nicht überraschen. Hätte ein auditierter Betrieb oder ein Umweltgutachter im Rahmen der EMAS-Zertifizierung Verstöße gegen Umweltvorschriften übersehen oder mit Erfolg verheimlicht, würde er sie gewiss nicht bei Befragungen bekennen. Pilotprojekte, die die Einhaltung von Umweltvorschriften und deren Kontrolle bei laufenden EMAS-Zertifizierungen analysieren, lassen ebenfalls keine positiven Schlüsse auf das allgemeine *compliance*-Niveau bei auditierten Standorten zu. Die Feststellung, ein Pilotprojekt habe gezeigt, es sei „möglich, Berichts- und Dokumentationspflichten, ordnungsrechtliche Kontrollen und Überwachungen im Rahmen des umfassenden Öko-Audit-Systems zu erfüllen“ (GOPPEL, 1996, Tz. 173), zielt an der entscheidenden Frage vorbei. Dass die Erfüllung aller normativen Anforderungen im Rahmen des Audit-Systems *möglich* ist, versteht sich von selbst und bedarf keiner Bestätigung durch Pilotprojekte. Fraglich ist, ob das Audit-System die Einhaltung dieser Anforderungen auch mit einer gewissen Verlässlichkeit *gewährleisten* kann. Diese Frage ist einer Beantwortung durch Pilotprojekte nicht zugänglich, weil Pilotprojekte keinen Aufschluss darüber geben können, wie es mit der Normbefolgung aussieht, wenn die Normbefolgungsneigung der Beteiligten nicht dadurch unterstützt wird, dass man sich in einem laufenden Pilotprojekt befindet. Der Umweltrat geht davon aus, dass die Mehrheit der EMAS-zertifizierten Unternehmen und der zertifizierenden Gutachter das *compliance*-Erfordernis ernst nimmt. Er weist allerdings darauf hin, dass im System der EMAS-Verordnung diesbezügliche Risiken angelegt sind (Tz. 110).

Neufassung der EMAS-Verordnung – die wesentlichen Änderungen

109. Mit der im Mai 2001 in Kraft getretenen Novellierung der EMAS-Verordnung (VO (EG) Nr. 761/2001) hat das EMAS-System eine Reihe wesentlicher Änderungen erfahren (Überblick bei HORNEFFER, 2001; LANGERFELDT, 2001):

- Der Anwendungsbereich der Verordnung wurde auf alle Organisationen erweitert, die ihre Umweltleistungen verbessern wollen (Artikel 3 Abs. 1). Die damit verbundene Vergrößerung der Reichweite des Systems ist begrüßenswert. Ein gewisses Irreführungspotenzial ergibt sich allerdings daraus, dass nach dem sehr weit gefassten Organisationsbegriff der neuen Verordnung (Artikel 2s) auch *Teile* von Unternehmen, Betrieben, Behörden oder sonstigen Einrichtungen teilnahmeberechtigt sind, sofern sie über eigene Funktionen und eine eigene Verwaltung verfügen. Ob sich hieraus eine Praxis der gezielten Ausklammerung von „Schmuddel-Teilstandorten“ ergibt, oder ob sich Interpretationen der Verordnung durchsetzen, die dies ausschließen (s. HORNEFFER, 2001, S. 364 f.), wird zu beobachten sein. Gegebenenfalls muss der Verordnungstext hier nachgebessert werden.
- An die Stelle der bisherigen so genannten Teilnahmeerklärung tritt als Symbol, mit dem die erfolgreiche

Teilnahme am EMAS-System in der Unternehmenskommunikation dargestellt werden kann, ein grafisch ansprechender gestaltetes so genanntes EMAS-Zeichen (Artikel 8 i. V. m. Anhang IV). Das EMAS-Zeichen kann in zwei Versionen – auf validierten Informationen wie z. B. der Umwelterklärung mit dem Schriftzug „geprüfte Information“; ansonsten mit dem Schriftzug „geprüftes Umweltmanagement“ – verwendet werden. Anders als bei der Teilnahmeerklärung nach der früheren Verordnungsfassung ist nach Maßgabe von noch zu erlassenden Leitlinien der Kommission auch eine Verwendung des Zeichens in der Produktwerbung – allerdings nicht auf dem Produkt selbst oder seiner Verpackung – zulässig (Artikel 8 Abs. 2e und Abs. 3).

– Wesentliche Änderungen ergeben sich für Aufeinanderfolge und Rhythmus der einzelnen Teilschritte des Systems. Nach der früheren Verordnung waren die wesentlichen Teilschritte – Festlegung einer „Umweltpolitik“, Aufstellung eines Umweltprogramms und Einrichtung eines Umweltmanagementsystems, Umweltprüfung bzw. Umweltbetriebsprüfung, Erstellung der Umwelterklärung und Validierung der Umwelterklärung durch den zugelassenen Umweltgutachter – koordiniert in einem Abstand von maximal drei Jahren zu wiederholen; nur die Umwelterklärung war in einer vereinfachten Form grundsätzlich jährlich neu zu erstellen, ohne aber in jährlichem Rhythmus auch einer erneuten Validierung durch den Gutachter zu bedürfen. Die neue Verordnung sieht stattdessen nun die im Regelfall jährliche gutachterliche Validierung einer aktualisierten Umwelterklärung vor (Anhang V Nr. 5.6 und Artikel 3 Abs. 3b), wobei die erneute Validierung nun aber nicht jedes Mal auf einer erneuten Betriebsprüfung beruhen muss. Validierungs- und Betriebsprüfungsrhythmus sind insoweit also formell entkoppelt. Für die Umweltbetriebsprüfung ist nach wie vor ein maximal dreijähriger Zyklus vorgesehen, innerhalb dessen nach einem festzulegenden Plan die Prüfung aller Tätigkeiten der Organisation abzuarbeiten ist (s. Anhang II). Auch der Umweltgutachter hat seine Validierungstätigkeit in Abstimmung mit der Organisation so zu planen, dass innerhalb von jeweils drei Jahren alle für die EMAS-Eintragung erforderlichen Komponenten von ihm überprüft werden (Anhang V Nr. 5.6). Trotz partieller formeller Entkoppelung von Betriebspüfungs- und Validierungszyklus ermöglicht die Neuregelung es damit, die einzelnen Selbstprüfungsschritte der teilnehmenden Organisation innerhalb des Betriebsprüfungszyklus und die Teilelemente der gutachterlichen Prüfung in der Sache zeitlich besser als bisher zu koordinieren.

– Was das Umweltmanagementsystem angeht, übernimmt die neue Verordnung in Anhang I Teil A die Anforderungen der ISO-Norm 14001. Einige wenige zusätzliche Anforderungen – beispielsweise nach ISO 14001 nicht geforderte Nachweise zur Einhaltung der geltenden Rechtsvorschriften betreffend – sind in Anhang I Teil B aufgeführt. Die verbesserte Abstimmung mit der ISO-Norm 14001 in diesem wie auch in einigen anderen Punkten ist uneingeschränkt zu begrüßen. In der Vergangenheit hat es sich als ein Hindernis für die Verbreitung des EMAS-Systems erwiesen, dass viele Unternehmen eine Zertifizierung nach der weltweit bekannten und angewendeten, im Ganzen aber weniger anspruchsvollen ISO-Norm 14001 bevorzugen (SRU, 2000, Tz. 133; zum Vergleich beider Systeme SCHNEIDER, 1999, S. 139 ff.). Vor allem denjenigen Unternehmen, für die mit Rücksicht auf die Weltmarktgängigkeit des ISO-Systems eine Zertifizierung unter diesem System vorrangig ist, wird damit die zusätzliche Teilnahme am EMAS-System erleichtert.

– Verändert wurden auch die Vorgaben für das Kernstück der betriebsbezogenen EMAS-Anforderungen, die Umweltbetriebsprüfung. Nicht nur das Umweltmanagementsystem, dessen Wirksamkeit naturgemäß einem Vollbeweis nicht zugänglich ist, sondern auch die Einhaltung der gesetzten Umweltziele und -unterziele und die Einhaltung der geltenden Rechtsvorschriften sollen nach dem neuen Verordnungstext im Rahmen der internen Umweltbetriebsprüfung offenbar nicht mehr vollständig, sondern „unter anderem stichprobenartig“ geprüft werden (Anhang II Nr. 2.6). Dies bedeutet eine schwer verständliche Abschwächung. Von Einrichtungen, die sich für besondere Umweltleistungen auszeichnen lassen wollen, sollte man erwarten dürfen, dass sie sich der Rechtskonformität ihrer Tätigkeiten nicht nur stichprobenartig vergewissert haben. Die Absenkung der Anforderungen an die interne Selbstprüfung reduziert auch die Grundlagen der anschließenden Überprüfung durch den externen Gutachter, die sich wesentlich auf die dokumentierten Ergebnisse der internen Umweltbetriebsprüfung stützt.

– Neu geregelt sind die Anforderungen hinsichtlich der Umweltbetriebsprüfung vor der erstmaligen Validierung einer Umwelterklärung durch den Gutachter. Aus Nr. 5.4.2 b des Anhangs V geht hervor, dass die erste Begutachtung und Validierung durch den Umweltgutachter nicht voraussetzt, dass die vorausgegangene Umweltbetriebsprüfung bereits alle Bereiche der Organisation abdeckt. Vielmehr soll es genügen, dass die Bereiche mit den „wesentlichen Umweltauswirkungen“ erfasst wurden und im Übrigen ein Programm für die weitere Durchführung der Umweltbetriebsprüfung vorliegt. Diese Neuregelung kommt insbesondere den Interessen der chemischen Industrie entgegen, die sich unter der Geltung der früheren Verordnung auf den Standpunkt gestellt hatte, dass wegen der hohen Zahl der Anlagen an einem typischen größeren Chemiestandort nicht von ihr erwartet werden könne, dass die Überprüfung aller dieser Anlagen bereits vor der ersten Validierung abgeschlossen ist. Dieser Standpunkt hat sich auch in Auslegungen niedergeschlagen, nach denen bereits unter der früheren Fassung der Verordnung im ersten Validierungszyklus oder sogar generell eine betriebsinterne Vollprüfung nicht erforderlich war (BARTRAM, 1998, S. 80 f.). Diese Interpretation hatte allerdings keine Grundlage im früheren Verordnungstext. Bei der nunmehr getroffenen ausdrücklichen Regelung handelt es sich daher um eine erhebliche Abschwächung der bisherigen Anforderungen. Im Ergebnis können danach auch Betriebe und Einrich-

tungen das EMAS-Zeichen erhalten, die sich noch keiner umfassenden Selbstprüfung hinsichtlich der Einhaltung der geltenden Umweltvorschriften unterzogen haben. Diese Abschwächung leuchtet um so weniger ein, als nach der Neufassung der Verordnung die Anforderungen an die Umweltbetriebsprüfung ohnehin reduziert wurden und außerdem die Möglichkeit besteht, den Prüfaufwand im ersten Teilnahmezyklus durch Beschränkung der Teilnahme auf einzelne Betriebsteile mit eigener Funktion und Verwaltung überschaubar zu halten.

– Deutlicher als bisher wird die Einhaltung der relevanten Umweltvorschriften *(„compliance“)* eingefordert (s. auch EWER, 2001, S. 354 f.). Ausdrücklich sind diesbezügliche Nachweise im Rahmen der Umweltbetriebsprüfung vorgesehen (Anhang II Nr. 2.6). Klar beantwortet wird im neuen Verordnungstext auch die Frage, inwieweit der Umweltgutachter die Einhaltung der geltenden Umweltvorschriften zu prüfen und wie er mit festgestellten Rechtsverstößen umzugehen hat (Anhang V Nr. 5.4.3.). Die in Teilen der Literatur zur früheren Verordnungsfassung vertretene Auffassung, dass eine *compliance*-Prüfung nicht zu den Aufgaben des Umweltgutachters gehört (NISSEN, 1999, S. 148 ff., 164 f. m. w. N.), ist damit überholt. Dem Umweltgutachter wird auch ausdrücklich untersagt, eine Umwelterklärung für gültig zu erklären, wenn er während der Begutachtung, beispielsweise bei Stichproben, feststellt, dass die Organisation Rechtsvorschriften nicht einhält. Damit ist klargestellt, dass nicht erst die Feststellung „massiver“ Rechtsverstöße (so zur früheren Verordnungsfassung KLOEPFER und BRÖCKER, 2000, S. 338) dazu zwingt, die Gültigerklärung einstweilen zu verweigern. Diese deutlichere textliche Hervorhebung des Erfordernisses der Rechtskonformität und seiner Bedeutung für die Validierung war dringend erforderlich (s. auch bereits SRU, 2000, Tz. 144). Ein Zertifizierungssystem, das in glaubwürdiger Weise besondere Umweltleistungen erkennbar machen soll, kann nicht darauf verzichten, den Teilnehmern strikt die Einhaltung der ohnehin für jedermann geltenden rechtlichen Mindeststandards abzuverlangen. Der in dieser Hinsicht größeren Stringenz der neu gefassten Verordnung steht allerdings, wie schon festgestellt, eine erhebliche Abschwächung der Anforderungen an die Selbstkontrolle gegenüber, die sich auch auf die Möglichkeiten der gutachterlichen Prüfung ungünstig auswirkt. Insofern kann bedauerlicherweise nicht festgestellt werden, dass hinsichtlich der Einhaltung der geltenden Umweltvorschriften die Gewährleistungsfunktion des EMAS-Systems durch die novellierte Verordnungsfassung definitiv gestärkt worden wäre.

– Während die Gutachterzulassung inhaltlich weiterhin an anspruchsvolle Voraussetzungen geknüpft bleibt, sind die Anforderungen an das Verfahren der Gutachterzulassung bei den mitgliedstaatlichen Zulassungsstellen hauptsächlich reduziert worden (vgl. Anhang V der neuen und Anhang III der alten Verordnungsfassung). Zum Ausgleich wird mehr Kommunikation zum Zweck der Koordination verordnet. Schon in der bisherigen Verordnungsfassung war vorgesehen, dass die Kommission eine Zusammenarbeit zwischen den Mitgliedstaaten fördert, die darauf abzielt, zielwidrige Uneinheitlichkeiten der nationalen Zulassungssysteme zu verhindern. Diese Koordinationsförderung seitens der Kommission soll nun durch ein „Forum aller Zulassungsstellen“ unterstützt werden (Artikel 4 Abs. 8).

– Im neuen Verordnungstext ist klargestellt, dass die Geltung anderweitiger Vorschriften und Rechtspflichten der teilnehmenden Organisationen von den Bestimmungen der EMAS-Verordnung unberührt bleibt (Artikel 10 Abs. 1). Zugleich werden die Mitgliedstaaten aufgefordert, zu prüfen, wie der EMAS-Zertifizierung „bei der Durchführung und Durchsetzung der Umweltvorschriften“ Rechnung getragen werden kann, „damit doppelter Arbeitsaufwand sowohl für die Organisationen als auch für die vollziehenden Behörden vermieden wird“ (Artikel 10 Abs. 2).

– Hervorgehoben wird in Darstellungen der Novellierung häufig auch, dass in der neuen Verordnung auf die bisherige Vorgabe des „Standes der Technik“ als Zielsetzung, auf die die Systemteilnehmer sich in ihrer Umweltpolitik verpflichten müssen, verzichtet wird. Auch diese, im Vorfeld heftig umstrittene, Änderung soll der besseren Abstimmung mit der ISO-Norm 14001 dienen. Inhaltlich dürfte sie allerdings von geringer Relevanz sein. Soweit die Einhaltung des Standes der Technik rechtlich geboten ist, ist sie im Rahmen des EMAS-Systems ohnehin durch das Erfordernis der Beachtung geltender Rechtsvorschriften abgedeckt. Eine über diesen Bereich hinausgehende strikte Verpflichtung auf den Stand der Technik enthielt auch die frühere Fassung der Verordnung nicht. Vorgeschrieben war nur, dass die betriebliche Umweltpolitik Selbstverpflichtungen zur angemessenen kontinuierlichen Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes umfasst, die auf eine Reduzierung von Umweltauswirkungen nach Maßgabe der besten verfügbaren Techniken *abzielen* müssen. In der Auswahl konkreter Verbesserungsbereiche und -ziele und in der Frage, ob für einen bestimmten Bereich sogleich das Ziel der besten verfügbaren Technik oder im einzelnen Auditierungszyklus zunächst nur Etappenziele anvisiert werden, waren die Teilnehmer schon unter der Geltung der bisherigen Verordnung frei.

– Die außerordentlich schlechte gesetzgebungstechnische Qualität des ursprünglichen Verordnungstextes, dessen Unübersichtlichkeit für die Anwender ein erhebliches Problem darstellte (STEGER et al., 1998, S. 119), ist deutlich verbessert worden.

Zulassungs- und Aufsichtssystem

110. Für die Funktionsfähigkeit des EMAS-Instruments ist ein anspruchsvolles Zulassungs- und Aufsichtssystem von zentraler Bedeutung. Die Verordnung sieht die Ausübung externer Kontrollfunktionen durch Umweltgutachter vor, die der Systemteilnehmer sich am Markt frei aussuchen kann. Dass ein solches System nicht von sich aus dazu tendiert, gerade den besonders korrekten Kontrolleuren große Marktanteile zu verschaffen, ist evident (vgl. Tz. 94 f.). Die wünschenswerte korrekte Ausübung der

Gutachterfunktion kann sich deshalb am Markt nur behaupten, wenn sie durch ein funktionierendes Zulassungs- und Aufsichtssystem gestützt wird. Die weniger dichten Vorgaben der neuen EMAS-Verordnung für die Gutachterzulassung sollten daher nicht zum Anlass genommen werden, das unter der früheren Verordnung in Deutschland etablierte, vergleichsweise anspruchsvolle Zulassungs- und Aufsichtssystem zu modifizieren.

Verbesserung der Anreize für eine EMAS-Beteiligung

111. Die Kosten der EMAS-Teilnahme belaufen sich nach Erhebungen des Umweltbundesamtes auf durchschnittlich 116 000 DM, wobei die Spannbreite der Angaben zwischen 5 000 und 1 350 000 DM lag. Für größere Unternehmensstandorte ergaben sich Durchschnittskosten von 164 000 DM. Viele der befragten Unternehmen wiesen allerdings darauf hin, dass die Kosten nur schwer quantifizierbar seien. Im Allgemeinen dürfte es sich bei den gemachten Angaben um grobe Schätzungen handeln (UBA, 1999b, S. 35). Andere Untersuchungen, die auf wesentlich geringeren Fallzahlen beruhen, waren zu höheren Durchschnittswerten gekommen (BOHNE et. al. 1999, S. 126: 286 800,– DM; ASU und UNI, 1997, S. 25: 160 680,– DM).

Noch größer sind die Quantifizierungsprobleme auf der Nutzenseite. Im Rahmen der Umfrage des Umweltbundesamtes gaben 75 % der Befragten an, die erzielten Kosteneinsparungen nur schwer in Mark und Pfennig beziffern zu können. Häufig genannte Nutzenaspekte wie erhöhte Rechtssicherheit, Imageverbesserungen und Mitarbeitermotivation sind naturgemäß schwer in Geld auszudrücken. Bei denjenigen, die quantifizierte Angaben machten, beliefen sich die Einsparungen auf durchschnittlich 140 000 DM insgesamt oder 330 DM pro Mitarbeiter (UBA, 1999b, S. 39) und lagen damit deutlich über den in dieser Untersuchung ermittelten durchschnittlichen Kosten. Allerdings waren viele EMAS-Teilnehmer nicht davon überzeugt, per Saldo einen betriebswirtschaftlichen Nutzen erzielt zu haben. Während 25 % der Befragten das Kosten-Nutzen-Verhältnis ihrer EMAS-Beteiligung als positiv und 17 % es als ausgeglichen einschätzten, sahen sich 29 % zu einer Einschätzung noch nicht in der Lage und weitere 29 % betrachteten den Saldo als negativ (UBA, 1999b, S. 39). Eine andere Fragebogenerhebung, die bei allen bis Mitte Oktober 1997 registrierten Standorten durchgeführt wurde, erbrachte bei einer Rücklaufquote von 48,9 % und etwas anderer Fragestellung deutlich günstigere Ergebnisse: 77,8 % der Betriebe gaben an, die Teilnahme habe sich gelohnt, 19,8 % entschieden sich für die Antwort „Unsere Erwartungen wurden nicht erfüllt, die Teilnahme brachte aber auch keine Nachteile mit sich“, und nur 2,5 % erklärten, nicht wieder an EMAS teilnehmen zu wollen (HEINELT und MALEK, 1999, S. 559).

112. Ganz unabhängig vom Ergebnis derartiger Befragungen gilt, dass eine deutliche weitere Steigerung der Bereitschaft zur Teilnahme an EMAS nur erreichbar sein wird, wenn das EMAS-Image weiter verbessert und die Nutzenerwartung der potenziellen Teilnehmer gesteigert werden kann. Dazu sind allerdings nach Auffassung des Umweltrates die in diesem Zusammenhang immer wieder geforderten Rechts- und Überwachungserleichterungen zugunsten von EMAS-Teilnehmern nicht der richtige Weg. Sinnvoll ist hier nur eine begrenzte Berücksichtigung der EMAS-Beteiligung im Rahmen bestehender behördlicher Ermessensspielräume. Dies wird im Kapitel „Ordnungsrecht und Deregulierung“ näher begründet (Kap. 2.4).

Wichtige Schritte zur Verbesserung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses sind mit der Novellierung der EMAS-Verordnung getan worden. Die erleichterte Handhabbarkeit der Verordnung durch größere Übersichtlichkeit wird sich tendenziell kostensenkend auswirken. Der potenzielle Teilnahmenutzen wird durch die bessere Abstimmung mit ISO 14001 erheblich gesteigert. Auch von der Erweiterung des Anwendungsbereichs sind Nutzensteigerungen zu erwarten, weil sie eine Vergrößerung der Teilnehmerzahl erwarten lässt. Bei EMAS ergeben sich mit der Erweiterung des Teilnehmerkreises Nutzen-Schneeballeffekte, weil zu den Umweltaspekten, die EMAS-Teilnehmer bei ihrer Tätigkeit berücksichtigen müssen, auch das Umweltverhalten von Auftragnehmern, Unterauftragnehmern und Lieferanten gehört. Mit jeder Erweiterung des Teilnehmerkreises vergrößert sich daher die Anzahl der Marktteilnehmer, von denen erwartet werden kann, dass sie in ihren Geschäftsbeziehungen EMAS-Beteiligungen in einem gewissen Grade honorieren. Eine verbesserte Nutzenwirksamkeit ist schließlich auch von der Neugestaltung des EMAS-Beteiligungszeichens zu erwarten.

113. Entsprechend dem Charakter von EMAS als Instrument, das auf eine informationsbasierte Aktivierung des Marktes für Umweltleistungen zielt (Tz. 104), sollte auch der betriebswirtschaftliche Nutzen, den EMAS für die Teilnehmer erbringt, primär ein über den Markt vermittelter sein. Der am Markt erzielbare bzw. in Marktvorteile umsetzbare Nutzen kann und sollte vor allem bestehen in

– besserer Ausschöpfung bisher unerkannter Kostensenkungspotenziale aufgrund der Durchleuchtung von Bereichen, in denen Kostensenkungspotenziale sonst nicht immer systematisch ermittelt werden (verringerte Material-, Energie- und Entsorgungskosten),
– günstigeren Bank- und Versicherungskonditionen aufgrund verringerter umweltbezogener Betriebsrisiken,
– einer nicht nur in Umweltangelegenheiten, sondern allgemein verbesserten Mitarbeitermotivation aufgrund aktiver Identifikation mit den umweltbezogenen Unternehmenszielen, und
– verbesserten Absatzchancen – auch im Bereich des öffentlichen Beschaffungswesens – infolge der durch das EMAS-Zeichen dokumentierten Umweltleistungen. Das neue Zeichen mit seinen erweiterten Verwendungsmöglichkeiten (Tz. 109) wird sich hier voraussichtlich günstig auswirken. Erfreulich sind in diesem Zusammenhang auch die Feststellungen der Europäischen Kommission zur Berücksichtigungsfähigkeit von EMAS-Zertifizierungen bei der Vergabe öffentlicher Aufträge. Eine EMAS-Zertifizierung der Anbieter kann danach ohne Verstoß gegen europarechtliche Vorgaben verlangt werden, wenn und soweit sie geeignet ist, die technische Leistungsfähigkeit

des Anbieters in bestimmten für den konkreten Auftrag relevanten umweltbezogenen Hinsichten zu belegen (KOM(2001)274 endgültig, unter II.2.2.2.).

Dass alle diese Nutzeffekte in der Praxis eine Rolle spielen, ist durch vorliegende Untersuchungen belegt, ohne dass allerdings bislang zusammenfassende Quantifizierungen möglich wären (UBA, 1999b, S. 37 ff.; STEGER et. al., 1998, S. 103 ff.; s. auch HEINELT und MALEK, 1999, S. 560; WAGNER und BUDDE, 1997, S. 257 f.). Mit staatlicher Unterstützung und mit Unterstützung der Europäischen Kommission steigern lässt sich vor allem der zuletzt genannte Nutzeffekt. Das Ausmaß, in dem die EMAS-Teilnahme am Markt honoriert wird, hängt von der Bereitschaft der Marktteilnehmer und von ihrem Informationsstand ab. Insbesondere der Informationsstand kann und sollte durch eine intensivierte Öffentlichkeitsarbeit für das EMAS-Zeichen verbessert werden. „Stärkere Aufklärung der Öffentlichkeit hinsichtlich der Bedeutung und Relevanz des EG-Umweltaudit-Systems“ steht auch bei den Verbesserungswünschen der bisherigen Teilnehmer an vorderster Stelle (UBA, 1999b, S. 50). Da eine verbesserte Öffentlichkeitsarbeit für das EMAS-Zeichen auch Unternehmen aus anderen EG-Mitgliedstaaten zugute kommt, sollten Werbekampagnen auf europäischer Ebene angesiedelt oder zumindest auf dieser Ebene koordiniert werden. Sinnvoll ist auch eine gezielte Förderung der EMAS-Beteiligung kleiner und mittlerer Unternehmen (KMU). Hier liegt eine wichtige Aufgabe für die Handwerks- bzw. die Industrie- und Handelskammern. Diese haben sich in der Vergangenheit auf diesem Gebiet bereits engagiert. Auch an dem laufenden Pilotprojekt „KMU-Förderkampagne PRO EMAS“ (www.proemas.de) sind Kammern beteiligt. Die Effektivität des Einsatzes der Kammern für das EMAS-System könnte allerdings noch deutlich gesteigert werden, wenn die sachlich nicht sinnvolle, unrealistische und die Unternehmen daher eher demotivierende Koppelung der EMAS-Förderungsbereitschaft mit Deregulierungsforderungen aufgegeben würde (näher Tz. 233 ff.). Der Umweltrat empfiehlt, über die Unterstützung von Informations- und Förderkampagnen hinaus auch die von der Kommission aufgezeigte Möglichkeit der Berücksichtigung von EMAS bei Vergabeentscheidungen der öffentlichen Hand möglichst weitgehend zu nutzen.

2.3.2.2.5.2 Schadstoffemissions- und Transferregister

114. Eine noch vielfältiger und für die interessierte Öffentlichkeit wesentlich einfacher nutzbare Form der Publizität umweltrelevanter Betriebsdaten sind öffentliche Register, in denen die Schadstoffemissionen und -transfers aus privaten und öffentlichen Anlagen zentral dokumentiert werden. Dieses zuerst in den USA entwickelte und angewandte Instrument setzt sich international zunehmend durch. In den USA sind Unternehmen auf der Grundlage des *Emergency Planning and Right-to-Know Act* seit 1986 verpflichtet, der *Environmental Protection Agency* (EPA) über Freisetzungen und Transfers toxischer Chemikalien zu berichten. Die aufgrund dieser Berichtspflicht bei der EPA eingehenden Informationen über den Schadstoffoutput der Unternehmen werden in einem Register, dem *Toxic Release Inventory,* zusammengestellt und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht (FÜHR, 1999, S. 35 ff.). Von der Publizität dieser Daten und ihrer öffentlichen Auswertung teils durch die EPA selbst, teils durch Wissenschaft und Medien, geht ein Anreiz zur Schadstoffreduktion aus (FÜHR, 1999, S. 40 ff.; AUCOTT, 1996).

115. Dieser Ansatz hat rasch Nachahmer in anderen Ländern gefunden. Die weitere Ausbreitung des Instruments ist Gegenstand verschiedener internationaler Aktivitäten. Kapitel 19, Paragraph 19.49 der Agenda 21 nennt unter den beispielhaft aufgeführten Maßnahmen, die Regierungen ergreifen sollten, um die von bestimmten Chemikalien ausgehenden Gefahren zu minimieren, unter anderem die Erstellung von Emissionskatastern. Der Rat der OECD hat 1996 Leitlinien für Schadstoffemissions- und -transferregister *(pollutant release and transfer registers,* PRTR) vorgelegt und den OECD-Mitgliedstaaten empfohlen, Register nach diesen Leitlinien einzurichten (OECD, 1996a und 1996b). Nach der dabei zugrunde gelegten Definition beziehen sich Schadstoffemissions- und -transferregister auf Schadstoffe, die in Luft, Wasser und Boden emittiert werden, und auf Abfall, der zu Behandlungs- oder Beseitigungsanlagen transportiert wird (OECD, 1996b, S. 15). Im Juli 2000 hat das Umweltdirektorat der OECD einen Bericht über die Umsetzung der OECD-PRTR-Empfehlung vorgelegt. Danach verfügten bis Juni 1999 acht Mitgliedstaaten über ein solches Register; in acht weiteren war ein Register in der Entwicklung. In einigen Fällen bedürfen dabei die vorhandenen und im Aufbau befindlichen Systeme noch einer Weiterentwicklung, z. B. hinsichtlich der Einbeziehung von Abfällen oder der aktiven Verbreitung der enthaltenen Informationen, um in vollem Umfang den Empfehlungen der OECD zu entsprechen (OECD, 2000, S. 4). Deutschland ist unter den OECD-Mitgliedstaaten, die ein PRTR-Register institutionalisiert oder in Angriff genommen haben, nicht vertreten.

116. Eine regelmäßige Veröffentlichung von Emissionsdaten durch die Europäische Kommission ist in Artikel 15 Abs. 3 der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) vorgesehen für Anlagen, die dieser Richtlinie unterliegen. Die Entscheidung der Kommission vom 17. Juli 2000 über den Aufbau eines Europäischen Schadstoffemissionsregisters „EPER“ (Europäische Kommission, 2000b) hat dementsprechend nähere Regelungen über die für die Zusammenstellung dieses Registers erforderliche Berichterstattung durch die Mitgliedstaaten getroffen. Unter anderem wird hier festgelegt, welche Schadstoffe ab welcher Mengenschwelle in dem Register erfasst werden sollen. Das Register, das auf der Grundlage dieser Bestimmungen künftig erstellt und in dreijährigem Abstand aktualisiert werden wird, bezieht sich allerdings nur auf unmittelbare Emissionen in Wasser und Luft. Es entspricht daher nicht den Empfehlungen der OECD. Der erwähnte OECD-Bericht geht deshalb davon aus, dass es mit dem Register nach der IVU-Richtlinie nicht sein Bewenden haben kann. Dies wird in die diplomatische Feststellung gekleidet, dass das geplante IVU-Register „den EU-Mitgliedstaaten eine gute Grundlage für die Erstellung vollständiger Register, d. h. solcher, die alle Umweltmedien und Transfers abdecken“, bieten könne (OECD, 2000, S. 9, Fn. 5). Dass die Aktivitäten der EG hier bislang

hinter dem OECD-Standard zurückbleiben, hat zahlreiche EG-Mitgliedstaaten nicht daran gehindert, weitergehende Lösungen zu entwickeln. Unter den sechzehn OECD-Mitgliedstaaten, die laut OECD-Bericht ein PRTR-System institutionalisiert oder in Angriff genommen haben, gehören neun der EG an. Auch mehrere EG-Beitrittskandidatenländer sind vertreten (s. OECD, 2000, S. 6).

117. Planungen für ein inhaltsreicheres als das derzeit auf EG-Ebene vorgesehene Register gibt es auf der Ebene der UN Economic Commission for Europe (UNECE). Eine Arbeitsgruppe der UNECE hat einen Entwurf für ein Protokoll zur Aarhus-Konvention über ein Schadstoffemissions und -transferregister erarbeitet (UNECE, 2001). Dieser Entwurf geht über die OECD-Empfehlungen noch hinaus, indem er neben den betrieblichen Schadstoffemissionen und den Transfers über Abfälle auch Schadstofftransfers über Produkte einschließt. Mit dieser Erstreckung auf Produkte dürfte die Leistungsfähigkeit des Instruments überstrapaziert sein. Unbeschadet der Notwendigkeit, die vorgeschlagenen Regelungen im Einzelnen auf ihre Praktikabilität zu überprüfen, sind prinzipielle Vorbehalte gegen das Instrument nicht sachgerecht. Die deutsche Stellungnahme, die dafür plädiert, bei dem geplanten Register zunächst nicht über die Vorgaben des Europäischen Schadstoffemissionsregisters „EPER“ hinauszugehen (http://www.unece.org/env/pp/prtr/comments/compilation.pdf), fällt hinter den Stand der Diskussion auf der Ebene der OECD (Tz. 115) zurück. Eine internationale Vereinbarung über die Publizität umweltrelevanter Betriebsdaten bietet die Chance, ein wichtiges, proaktives und marktkonformes Instrument in zahlreichen europäischen Ländern und damit für Deutschland weitgehend wettbewerbsneutral einzuführen. Der Umweltrat empfiehlt, die Erarbeitung und das Wirksamwerden des UNECE-Protokolls über ein Schadstoffemissions- und -transferregister aktiv und in einem grundsätzlich publizitätsfreundlichen Sinne zu unterstützen und sich für entsprechende Weiterentwicklungen auch innerhalb der EG einzusetzen. Grundsätzlich sollte dabei sowohl im Interesse der Unternehmen, die die sie betreffenden Daten zusammenstellen müssen, als auch im Interesse der praktischen Nutzbarkeit des Registers eine übermäßige Detaillierung der erfassten Daten vermieden werden. Wenn keine nutzerfreundliche Aufbereitung und Konzentration auf das Wesentliche stattfindet, droht ein Datengrab ohne praktische Nutzbarkeit. Die nähere Ausgestaltung sollte von genaueren Analysen der Kosten und Wirkungen des Instruments in Ländern, in denen es bereits praktiziert wird, abhängig gemacht werden. In jedem Fall sollte die Einführung eines derartigen Registers mit einer Entlastung der Unternehmen bei anderen, weniger wichtigen Berichtspflichten verbunden werden (so auch AUCOTT, 1996, S. 78). Teilweise könnten aber auch bestehende Dokumentationspflichten in vereinfachter Form in den Aufbau eines solchen Registers integriert werden. Dies gilt z. B. für die nach § 27 BImSchG von Anlagenbetreibern zu erstellenden Emissionserklärungen. Vorgesehen ist hier bislang, die Emissionserklärungen zur Erfüllung der Informationspflichten für das europäische Schadstoffemissionsregister nach der IVU-Richtlinie (Tz. 114 ff.) zu nutzen. Im Rahmen des Artikelgesetzes (Kap. 3.1.3) ist § 27 BImSchG mit dem Ziel der Anpassung an die betreffenden Vorgaben der IVU-Richtlinie geändert worden. Dabei wurde allerdings wiederum die Publizität der Emissionserklärungen auf dem niedrigstmöglichen Niveau fixiert. Artikel 15 Abs. 2 der IVU-Richtlinie sieht vor, dass unabhängig von den Informationspflichten zum Aufbau des europäischen Registers die Ergebnisse der Emissionsüberwachung in den Mitgliedstaaten „der Öffentlichkeit zur Verfügung stehen“ müssen. Hier hätte es sich angeboten, eine Veröffentlichung im Internet vorzusehen. Nach der Neufassung des § 27 BImSchG durch das Artikelgesetz ist der Inhalt der Emissionserklärung dagegen nur „Dritten auf Antrag bekannt zu geben“ (§ 27 Abs. 3 S. 1 BImSchG). Damit geht die Regelung nicht über das ohnehin nach der Umweltinformationsrichtlinie gegebene Maß an Transparenz hinaus. Der Umweltrat bedauert, dass die Rechtsänderung nicht zum Einstieg in eine publizitätsfreundlichere Dokumentation umweltrelevanter Unternehmensdaten genutzt wurde. Damit hätte zugleich der bislang beschränkte Nutzen der Emissionserklärungen deutlich gesteigert werden können.

2.3.2.2.6 Durchsetzungsfragen

118. Regelungen zur Gewährleistung ökologischer Markttransparenz können nur wirksam werden, wenn ihre Verletzung wirksam sanktioniert ist. In der aktuellen Diskussion zum Verbraucherschutz werden hier mit Recht Defizite konstatiert. Verbesserungsforderungen richten sich unter anderem auf die Einräumung von Schadensersatzansprüchen bei produktbezogenen Falschinformationen und auf die Schaffung spezifisch verbraucherrechtlicher Verbandsklagemöglichkeiten, mit denen die strukturell bedingt schwache Motivation zu individueller gerichtlicher Durchsetzung von Verbraucherrechten institutionell kompensiert wird (MÜLLER, 2001, S. 14; s. auch v. HIPPEL, 2001, S. 20). Im Hinblick auf die hier interessierende Sicherung ökologischer Markttransparenz ist die grundsätzliche Forderung einer Stärkung des Durchsetzungsinstrumentariums aus der Sicht des Umweltrates berechtigt.

2.3.3. Die Rolle des Bürgers in staatlichen Entscheidungsprozessen

2.3.3.1 Traditionsbestände und neuere Entwicklungen

Demokratieverständnis und Bürgerbild

119. Rechtslage und Politikstil sind in Deutschland in Teilen noch immer von einem restriktiven Demokratieverständnis und einem dazu passenden Bürgerbild geprägt. Diesem restriktiven Demokratieverständnis zufolge erschöpft sich die unmittelbar staatsbezogene Rolle des Bürgers im Wesentlichen darin, dass er in den gesetzlich vorgesehenen Abständen seine Stimme als Wähler abgibt. Im Übrigen steht es ihm frei, sich in Ausübung seiner Grundrechte an der politischen Meinungs- und Willensbildung im gesellschaftlichen Bereich, d. h. außerhalb der staatlichen Institutionen, zu beteiligen. Darüber hinausgehende unmittelbare Einwirkungen der Bürger auf den Prozess der staatlichen Willensbildung und Entscheidungsfindung werden tendenziell eher als Störung denn

als Stärkung und sinnvolle Ergänzung des durch Wahlentscheidungen in Gang gesetzten demokratischen Legitimationszusammenhangs betrachtet. Staatsbezogene, insbesondere das Regierungs- und Verwaltungshandeln betreffende Informations- und Beteiligungsrechte des Bürgers bilden dementsprechend eher die Ausnahme und werden, wo vorhanden, häufig restriktiv gehandhabt (dazu noch im Folgenden). Mit einer von dieser Grundhaltung geprägten Rechtslage und Verwaltungspraxis bietet Deutschland inzwischen, verglichen etwa mit den USA und der ganz überwiegenden Mehrzahl der EU-Mitgliedstaaten, ein Bild der Rückständigkeit. Auch in den EU-Beitrittskandidatenländern sind Rechtsentwicklung und Politikverständnis in dieser Hinsicht teilweise weiter fortgeschritten als in Deutschland (siehe z. B. für großzügige Verbands- bzw. Bürgerklagerechte in Polen und Ungarn UNECE, 2000, S. 131).

Die Unangemessenheit der tradierten Auffassung von der Rolle des Bürgers in staatlichen Entscheidungsprozessen zeigt sich besonders deutlich auch im Bereich der Umweltpolitik. Die Materie ist – wie viele andere – so komplex, dass staatliche Regulierungsinstanzen und Planungsträger nur auf der Grundlage massiver Wissenszufuhr seitens der interessierten und fachkundigen gesellschaftlichen Kreise handlungsfähig sind. Dies macht Vorkehrungen erforderlich, die sicherstellen, dass nicht nur einzelne privilegierte, sondern alle interessierten Kreise die Chance haben, ihre Wissensbestände und Wertvorstellungen frühzeitig in die staatlichen Entscheidungsprozesse einzuspeisen. Die Bedeutung von Einzelheiten – auch von wichtigen Einzelheiten – umweltrechtlicher Regulierung ist oft nur Fachleuten oder solchen Laien zugänglich, die sich in intensiver Arbeit kundig gemacht haben. Dementsprechend sind in weiten Bereichen nur noch begrenzte Teilöffentlichkeiten in der Lage, getroffene Entscheidungen mitzuverfolgen und sie in ihrer praktischen Bedeutung zu erfassen und zu bewerten. Umso wichtiger ist, dass eine möglichst breite öffentliche Aufmerksamkeit und Kontrolle nicht durch Intransparenz der Entscheidungsverfahren, durch Unzugänglichkeit von Entscheidungsgründen und -hintergründen zusätzlich erschwert oder vollends unmöglich gemacht, sondern im Gegenteil durch Transparenz und Beteiligungsoffenheit ermöglicht und gefördert wird. Nicht zuletzt erschwert die Komplexität der Materie auch den Abgleich zwischen Worten und Taten der Politik. Ob und inwieweit das, was politische Programme, Gesetze und Verordnungen versprechen und regeln, in der Realität auch umgesetzt wird, ist für den Bürger in der Regel nicht evident, sondern nur arbeitsaufwendig auf der Grundlage behördlicher, betrieblicher und anderer nicht ohne weiteres offen liegender Daten verifizierbar. Für die Umweltpolitik ergibt sich daraus eine Anfälligkeit für scheinhafte, rein symbolische Aktivitäten. Diese wird noch zusätzlich verschärft, wenn den an einer wirksamen Durchsetzung des Umweltrechts Interessierten Informationszugänge und Möglichkeiten, die Beachtung des geltenden Rechts im Klagewege durchzusetzen, vorenthalten bleiben (LÜBBE-WOLFF, 2000).

120. Bei deutschen Entscheidungsträgern in Politik und Verwaltung stößt man häufig auf die Vorstellung, das Instrumentarium der Informations-, Beteiligungs- und Klagerechte des Bürgers stamme aus Rechts- und Verwaltungskulturen, die nicht wie Deutschland über eine ausgebaute und funktionsfähige Vollzugsverwaltung verfügten und deshalb darauf angewiesen seien, den Bürger als Agenten für die Durchsetzung von Umweltschutzbelangen zu aktivieren. In das ganz anders verfasste deutsche System, das auf den Rechtsvollzug durch Amtswalter setzt, so lautet dann die Schlussfolgerung, passe dieses Instrumentarium nicht. Solche Interpretationen, die deutsche Zivilitätsrückstände in Erscheinungsformen deutscher Verwaltungspotenz umzudeuten versuchen, liegen neben der Sache. Es kann keine Rede davon sein, dass Offenheit und gezielte Unterstützung für bürgerschaftliche Beteiligung an Entscheidungsfindungs- und Rechtsdurchsetzungsverfahren typischerweise mit unterentwickelten Verwaltungssystemen einhergingen, deren Vollzugsschwäche auf diese Weise kompensiert werden soll. Die skandinavischen Staaten, aus denen die Tradition der Regierungs- und Verwaltungstransparenz stammt, und die publizitäts- und beteiligungsfreundliche Regierungs- und Verwaltungskultur der USA, von deren administrativem Vollzugssystem Deutschland noch einiges lernen kann (vgl. JARASS, 1993), zeigen, wie verfehlt diese Vorstellung ist. Leistungs- und Rechtsdurchsetzungsfähigkeit des Regierungs- und Verwaltungssystems und Offenheit des Systems für unterstützende und kontrollierende Mitwirkung des Bürgers sind keine Alternativen, sondern bedingen sich wechselseitig.

121. Der Umweltrat verkennt nicht, dass Informations-, Beteiligungs- und Klagerechte der Bürger und ihrer freiwilligen Zusammenschlüsse kein Allheilmittel sind. Die Möglichkeiten aktiver Mitgestaltung der gemeinsamen Angelegenheiten erscheinen in komplexen Gesellschaften für jeden Einzelnen eng begrenzt. Erweiterte bürgerschaftliche Rechte können das nicht prinzipiell, sondern nur graduell ändern. Auch ist nicht jeder gesellschaftliche Konflikt mithilfe partizipativer Verfahren der Entscheidungsfindung lösbar. Das gilt erst recht, wenn die Lösung auf einer für die Bewältigung des Konflikts nicht geeigneten Ebene gesucht, also beispielsweise ein Grundsatzkonflikt über die Akzeptabilität einer bestimmten Technik auf der Ebene der einzelnen Anlagenzulassung ausgetragen wird (Tz. 135). Dies spricht nicht gegen eine Kultur der Transparenz und Beteiligungsoffenheit, sondern gegen die Überschätzung ihrer Möglichkeiten.

Unterzeichnung der Aarhus-Konvention

122. Inzwischen sind in Deutschland sowohl im Umweltrecht als auch darüber hinaus erste Anzeichen einer Öffnung für ein transparenz- und partizipationsfreundlicheres Demokratieverständnis erkennbar. Zugleich gibt es allerdings gegen diese Entwicklung nach wie vor deutliche Widerstände (s. dazu die nachfolgenden Abschnitte). Zu begrüßen ist insbesondere, dass die damals neue Bundesregierung Ende 1998 die Aarhus-Konvention (Übereinkommen über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten; im Folgenden: AK) gezeichnet und damit eine unrühmliche Geschichte deutschen Widerstandes gegen die in der Konvention vorgesehenen Informations- und Beteiligungsrechte beendet hat. Nachdem am 2. August 2001

Tadschikistan als sechzehnter Mitgliedstaat die Konvention ratifiziert hat, ist die Konvention am 30. Oktober 2001 in Kraft getreten. Insgesamt haben bislang 17 der 40 Vertragssignaturen – darunter erst zwei EG-Mitgliedstaaten, Dänemark und Italien – die Konvention ratifiziert (Stand Ende 2001). Für Deutschland wird die Konvention erst mit der eigenen Ratifikation verbindlich. Das dazu erforderliche Gesetzgebungsverfahren steht noch aus.

Mit der Aarhus-Konvention verpflichten sich die Vertragsstaaten, ihren Bürgern in Umweltangelegenheiten Informationszugänge (Artikel 4 und 5), Beteiligungsmöglichkeiten bei bestimmten Zulassungsverfahren, Plänen, Programmen, Politiken und Normsetzungsverfahren (Artikel 6 ff.) sowie Klagerechte (Artikel 9) einzuräumen. Vor allem aufgrund der vorausgegangenen deutschen Widerstände gegen eine extensive Ausgestaltung der Konventionsrechte sind die Bestimmungen der Konvention allerdings teilweise erheblich weniger weitreichend und strikt ausgefallen, als der größere Teil der Verhandlungspartner dies gewünscht hatte (ZSCHIESCHE, 2001, S. 178). Dass die Grundgedanken der Aarhus-Konvention vielen Entscheidungsträgern in Deutschland nach wie vor fremd sind, zeigt sich in einer defensiven Umsetzungspolitik.

So verfolgt Deutschland hinsichtlich der Umsetzung der Aarhus-Konvention auf europäischer Ebene eine Strategie der restriktiven Umsetzung, die möglichst nicht über das eindeutig zwingend Gebotene hinausgehen soll. Dabei werden die nicht zuletzt von der früheren Bundesregierung durchgesetzten Aufweichungen des Konventionstextes nicht nur extensiv genutzt, sondern es werden die Konventionspflichten in teilweise unhaltbarer Weise restriktiv interpretiert (dazu noch in den folgenden Abschnitten). Die Politik der Bundesregierung ist hierbei unter anderem durch eine in vielen Punkten abwehrende Haltung der Länder im Bundesrat bestimmt, dessen Stellungnahmen sie aus verfassungsrechtlichen Gründen zu berücksichtigen und in vielen die Umsetzung der Aarhus-Konvention betreffenden Fragen sogar maßgeblich zu berücksichtigen hat (Artikel 23 V GG).

123. Dieselbe Grundhaltung zur Umsetzung der Aarhus-Konvention wirkt sich auch auf den Zeitplan der Umsetzung in einem verzögernden Sinne aus. Die Bundesregierung plant, die Konvention in Deutschland erst umzusetzen, wenn auf der Ebene der EG, die ebenfalls Unterzeichnerin der Konvention ist, die dort notwendigen Rechtsakte erlassen sind, sodass die Umsetzung der Aarhus-Konvention und des an sie angepassten EG-Rechts in einem Durchgang erfolgen können. Erst danach soll die Konvention auch in Deutschland ratifiziert werden (Bundestagsdrucksache 14/3568, S. 2 f.). Die Ratifikation erst vorzunehmen, wenn die notwendigen Anpassungen im nationalen Recht erfolgt sind, ist richtig; Deutschland liefe sonst Gefahr, unmittelbar nach dem Beitritt die Konventionspflichten zu verletzen. Dagegen gibt es keinen zwingenden oder dringenden Grund, die Umsetzung der Konvention erst in Angriff zu nehmen, wenn auch die Umsetzung auf der Ebene der EG erfolgt ist. Mit dieser Strategie wird die Ratifikation der Aarhus-Konvention um Jahre verschoben. Wünschenswert wäre es demgegenüber, unter Berücksichtigung der bereits vorliegenden Normierungsvorschläge der EG die Umsetzung der Aarhus-Konvention aktiv voranzutreiben und späteren Nachbesserungsbedarf aufgrund EG-rechtlicher Vorgaben möglichst dadurch zu vermeiden, dass im Zweifel eher etwas weitergehend als zu restriktiv umgesetzt wird. Mit völliger Sicherheit lässt sich zwar auch auf diese Weise späterer Nachbesserungsbedarf in dem einen oder anderen Punkt nicht vermeiden. Das ist aber auch bei der gegenwärtig verfolgten Strategie nicht anders. So wurde z. B. bei der soeben im Rahmen des Artikelgesetzes (Kap. 3.1.3) erfolgten Änderung des Umweltinformationsgesetzes die Regelfrist von zwei Monaten für die Bescheidung von Informationsanträgen (§ 5 Abs. 2, S. 1 UIG) nicht auf einen Monat verkürzt, obwohl Artikel 4 Abs. 2 der Aarhus-Konvention dies mit aller Eindeutigkeit verlangt. Eine entsprechende Fristbestimmung war dementsprechend auch bereits in Artikel 3 IIa des Kommissionsvorschlags zur Novellierung der Umweltinformationsrichtlinie vom 29. Juni 2000 vorgesehen (KOM(2000)402 endg.) und ist selbstverständlich auch in dem inzwischen vorliegenden Gemeinsamen Standpunkt des Rates vom 31. Oktober 2001 beibehalten. Dadurch, dass die vorgesehene Monatsfrist nicht bereits mit dem Artikelgesetz übernommen wurde, entsteht weiterer künftiger Änderungsbedarf beim Umweltinformationsgesetz, der vermeidbar gewesen wäre.

2.3.3.2 Informationszugang

Information auf Antrag des Bürgers

124. In der Mehrzahl der EG-Mitgliedstaaten, wie auch in den USA und zahlreichen anderen OECD-Staaten, wird Transparenz des Regierungs- und Verwaltungshandelns als wesentliches Element der Demokratie verstanden und – teilweise auf Verfassungsebene – auch als allgemeiner Rechtsanspruch auf Information gewährleistet. Dasselbe gilt auch für die EG selbst (WÄGENBAUR, 2001). In Deutschland ist dagegen noch immer die Vorstellung verbreitet, dass der Bürger auf die Recht- und Zweckmäßigkeit des Regierungs- und Verwaltungshandelns ohne störende Informationsgesuche zu vertrauen habe. Die Zugänglichkeit von Umweltinformationen musste daher in Deutschland erst durch eine EG-Richtlinie erzwungen werden, die auch nur widerwillig und so restriktiv umgesetzt worden ist, dass nach Verurteilung durch den Europäischen Gerichtshof Nachbesserungen erforderlich wurden (BUGDAHN, 2001; WEGENER, 2000a).

Mit der Unterzeichnung der Aarhus-Konvention hat die Bundesregierung sich für den Umweltbereich auf eine großzügige Informationsfreiheitspolitik nach Maßgabe der Artikel 4 und 5 der Konvention festgelegt. Auch darüber hinaus sind Tendenzen zur Abkehr von bisherigen Geheimhaltungstraditionen zu verzeichnen. Die Überzeugung, dass Transparenz nicht nur im parlamentarischen Bereich, sondern auch im Bereich von Regierung und Verwaltung ein notwendiges Element der Demokratie ist, gewinnt an Boden (SCHERZBERG, 2000, S. 305 ff., m. w. N.). Eine wachsende Zahl von Bundesländern gewährt den Bürgern auf verfassungs- und/oder verwaltungsrechtlicher Grundlage allgemeine Informationsansprüche gegenüber den jeweiligen Landesbehörden und eröffnet damit Zugang zu bislang nicht öffentlichen umweltrelevanten Informationen auch außerhalb des Anwendungsbereichs des Umwelt-

informationsgesetzes (Überblick bei ROSSEN-STADTFELD, 2001, S. 140 ff.; SCHILY, 2001). Die auf Bundesebene abgeschlossene Koalitionsvereinbarung zwischen SPD und Bündnis 90/Die Grünen sieht die gesetzliche Verankerung eines allgemeinen Informationszugangsrechts auch für die Bundesebene vor (Kapitel IX Nr. 13). Nachdem die Arbeit an einem Informationsfreiheitsgesetz des Bundes, mit dem diese Ankündigung eingelöst werden soll, zunächst über mehrere Jahre nicht zu vorzeigbaren Ergebnissen gelangt war, liegt inzwischen ein Gesetzentwurf vor, der – auch dies eine begrüßenswerte Neuerung – im Internet zur Diskussion gestellt war (BMI, 2001).

125. Die Umsetzung einer transparenzfreundlicheren Politik stößt aber nach wie vor auch auf Widerstände. Die Änderung des Umweltinformationsgesetzes im Zusammenhang mit dem Artikelgesetz (Tz. 303 f.) wurde auch in Punkten, in denen Inhalte der künftigen novellierten Umweltinformationsrichtlinie seit längerem absehbar sind, nicht zu einer frühzeitigen Anpassung genutzt (Tz. 124). Zur Umsetzung der informationsbezogenen Konventionsregelungen auf europäischer Ebene wird die Umweltinformationsrichtlinie novelliert werden (s. Kommissionsvorschlag KOM(2000)402 endg. sowie neuerdings Gemeinsamer Standpunkt des Rates vom 31. Oktober 2001). Hier haben deutsche Entscheidungsträger sich auf eine in wichtigen Punkten nicht überzeugende Weise für eine restriktivere Fassung der Richtlinie engagiert (Tz. 126 f.).

Fristen

126. Der Bundesrat hat sich in seiner Stellungnahme zur geplanten Novellierung der Umweltinformationsrichtlinie unter anderem gegen die dort vorgesehenen maximalen Bescheidungsfristen für Informationsanträge – Regelfrist ein Monat, in komplexen Ausnahmefällen zwei Monate – gewandt mit der Begründung, sie seien unpraktikabel bzw. unangemessen kurz (Bundesratsdrucksache 437/00, S. 3). Diese Fristen sind aber in der Aarhus-Konvention vorgegeben. Wenn die Funktion des Informationsanspruchs und die Interessen der Antragsteller mit berücksichtigt werden, kann eine Regelfrist von einem Monat auch nicht als prinzipiell unangemessen gelten. Die Praktikabilität hängt davon ab, wie die Verfahrensposition Dritter ausgestaltet ist, die wegen potenzieller Beeinträchtigung ihrer Rechte vor Informationserteilung anzuhören sind. Bei ausgewogener Ausgestaltung dieser Verfahrensposition kann eine Regelfrist von einem Monat durchaus praktikabel sein. In einigen Ländern mit transparenzfreundlicherer Tradition gelten vergleichbare Fristen. In den USA sind seit 1974 Informationsanträge sogar innerhalb von 10 Tagen zu bescheiden; über Widersprüche gegen den Bescheid muss innerhalb von zwanzig Tagen entschieden werden. Nur unter „ungewöhnlichen Umständen“ ist entweder im Ausgangs- oder im Widerspruchsverfahren die Frist einmalig um zehn Tage verlängerbar (SCHERER, 1978, S. 86). Die Zehntagesfrist wurde in der Praxis allerdings selten eingehalten (GURLIT, 1990, S. 536). Eine interessante Kombination von relativ kurzer Fristsetzung und Anreizen zur tatsächlichen Einhaltung enthält die Verordnung, mit der die EG den Informationszugang im eigenen Bereich – bei Kommission, Rat und Europäischem Parlament – geregelt hat: Regelfrist 15 Tage; Verlängerung um weitere 15 Tage in Ausnahmefällen, jedoch nur mit vorheriger, ausführlich begründeter entsprechender Mitteilung an den Antragsteller; bei Nichtbescheidung innerhalb dieser Fristen Zweitantragsmöglichkeit mit denselben Fristen; bei erneut nicht fristgemäßer Bescheidung sofortige Klagemöglichkeit (Verordnung (EG) Nr. 1049/2001, Artikel 7 und 8).

Informationsanspruch gegenüber Privaten

127. Ein besonders umstrittener Punkt in der geplanten Neufassung der EG-Umweltinformationsrichtlinie ist die von der Kommission vorgeschlagene Ausweitung des Informationsanspruchs auf nichtstaatliche Stellen, die öffentliche Aufgaben wahrnehmen bzw. aufgrund von Gesetzen oder in öffentlichem Auftrag Dienste von allgemeinem wirtschaftlichem Interesse betreiben (zur Interpretation MASCHKE, 2000, S. 18 f.). In den Verhandlungen über die Neufassung dieser Richtlinie hat die Bundesregierung die betreffende Regelung des Kommissionsvorschlages als zu weit gehend kritisiert. Insbesondere zur Ausweitung des Informationsanspruchs auf private juristische Personen, die Dienste von allgemeinem wirtschaftlichem Interesse erbringen, hatte auch der Bundesrat ablehnend Stellung genommen (Bundesratsdrucksache 437/00, S. 2). Es dürfte mindestens unter anderem auf den deutschen Widerstand zurückzuführen sein, dass der Gemeinsame Standpunkt des Rates der Europäischen Union vom 31. Oktober 2001 hier hinter den Vorschlag der Kommission zurückfällt, indem danach Private, die öffentliche Dienstleistungen erbringen, nur noch informationspflichtig sein sollen, sofern sie dies „unter der Kontrolle“ einer Behörde tun. Tatsächlich ging der Kommissionsvorschlag in diesem Punkt über die Vorgaben der Aarhus-Konvention (s. Artikel 2 Nr. 2 AK) hinaus. Es ist auch zuzugestehen, dass mit einem derartigen Informationsanspruch gegenüber Privaten ohne Behördenstatus Neuland betreten wird. Der Umweltrat gibt jedoch zu bedenken: Die von der Kommission vorgeschlagene Regelung bezog sich auf Dienste *(services)* von allgemeinem wirtschaftlichem Interesse wie Verkehrs-, Ver- und Entsorgungsleistungen, für die eine staatliche Gewährleistungsverantwortung besteht und die in der Vergangenheit überwiegend nicht von Privaten, sondern in öffentlicher Regie erbracht wurden. Die Zuordnung zum staatlichen oder privaten Sektor ist bei diesen Diensten eine Frage der ordnungspolitischen Zweckmäßigkeit, die in gewissem Ausmaß auch differenzierte Antworten verträgt. Solange und soweit sich kein funktioneller Widerspruch zum Sinn und Zweck der privatrechtlich und mehr oder weniger weitgehend auch wettbewerblich organisierten Aufgabenwahrnehmung ergibt, ist es daher nicht systemwidrig, der öffentlichen Bedeutung solcher Dienste und dem legitimen öffentlichen Interesse an der Art und Weise, in der sie erbracht werden, durch Informationsansprüche Rechnung zu tragen, die sonst nur gegenüber Trägern behördlicher Aufgaben bestehen.

Antragsunabhängige Information der Öffentlichkeit

128. Die Aarhus-Konvention verpflichtet die Vertragsstaaten auch zu einer aktiven Informationspolitik in Umweltangelegenheiten, die darauf zielt, den Bürgern relevante Informationen über den Zustand der Umwelt, über Normen, Programme, Pläne und Vereinbarungen mit Um-

weltbezug zugänglich zu machen; desgleichen auch Informationen, deren Verfügbarkeit die Anwendung des innerstaatlichen Rechts erleichtern würde oder die für die Entwicklung wichtiger umweltpolitischer Vorschläge von Bedeutung sind (s. Artikel 5 AK). Die betreffenden Regelungen sind allerdings allgemein und weich gefasst, z. B. teilweise nur als Sollvorschriften formuliert oder durch „ihres Erachtens“-Klauseln eingeschränkt. Eine konkretisierende Umsetzung der in Artikel 5 AK statuierten Verpflichtungen zu aktiver behördlicher Information ist in Artikel 7 der geplanten Novelle zur Umweltinformationsrichtlinie vorgesehen. Auch hier wurden die Regelungen des Kommissionsvorschlages vom Bundesrat als zu weitgehend kritisiert (s. Bundesratsdrucksache. 437/00, S. 6 f.), und auch hier haben die unter anderem von deutscher Seite vorgetragenen Bedenken dazu geführt, dass der Gemeinsame Standpunkt des Rates restriktiver formuliert wurde (Tz. 130)

129. Hinsichtlich der Bereitstellung umweltrelevanter amtlicher Informationen über das Internet sind in Deutschland in den vergangenen Jahren erfreuliche Fortschritte erzielt worden. Von einem Informationsniveau, wie es beispielsweise auf der Ebene der EG und auch in einer Reihe anderer Mitgliedstaaten der EG herrscht, ist Deutschland allerdings quantitativ und qualitativ, d. h. sowohl was den Umfang der zugänglich gemachten Informationen als auch was die Nutzerfreundlichkeit des Zugriffs angeht, noch weit entfernt.

130. Besonders schwach ausgeprägt ist die aktive Informationspolitik der Vollzugsbehörden im Umweltschutz. Zu den Bestandteilen einer künftigen aktiven Informationspolitik sollte auch eine gesetzlich vorgeschriebene Vollzugsberichterstattung der Umweltbehörden – einschließlich der kommunalen Ebene – gehören, die einen Abgleich von Soll und Ist bei der Erfüllung der gesetzlichen Vollzugsaufgaben ermöglicht. Funktionsfähige Steuerung setzt eine institutionalisierte Rechenschaftslegung über Ziele und Zielerreichung bzw. Zielverfehlung von Organisationseinheiten voraus. Im Falle der öffentlichen Verwaltung, deren Führung politisch vor dem Bürger zu verantworten ist, muss diese Rechenschaftslegung in einer dem Bürger zugänglichen Weise erfolgen. Dies gilt auch für die Umweltverwaltung. Dem Bürger ist daher Rechenschaft über die Erfüllung des gesetzlichen Auftrages zum Vollzug des geltenden Umweltrechts in Gestalt einer aktiven behördlichen Vollzugsberichterstattung geschuldet (LÜBBE-WOLFF, 1996, S. 196 ff.). Der Kommissionsvorschlag zur Novellierung der Umweltinformationsrichtlinie (Tz. 125, Artikel 7 Abs. 1 c) sah dementsprechend eine Verpflichtung der Mitgliedstaaten vor, dafür zu sorgen, dass die zuständigen Stellen die Öffentlichkeit durch Berichte über die Fortschritte bei der Umsetzung der geltenden Umweltvorschriften informieren. Im Gemeinsamen Standpunkt des Rates vom 31. Oktober 2001 ist diese Verpflichtung durch den Zusatz „sofern solche Berichte von den Behörden ausgearbeitet worden sind“ relativiert worden. Eine Verpflichtung der Behörden zur Erstellung entsprechender Berichte soll danach nicht mehr bestehen; vielmehr können die Behörden einer Informationspflicht ausweichen, indem sie es vermeiden, die betreffenden Informationen überhaupt zusammenzustellen. Die nunmehr vorgesehene Regelung wird sich daher möglicherweise kontraproduktiv, nämlich dahin gehend auswirken, dass die Behörden von einer systematischen Dokumentation ihrer Vollzugsleistungen, die auch zur Prüfung der Effizienz der eigenen Arbeit dringend erforderlich wäre, erst recht absehen. In Deutschland wird häufig darüber geklagt, dass andere Mitgliedstaaten das europäische Umweltrecht weniger gewissenhaft vollziehen. Gerade unter dieser Voraussetzung müsste Deutschland ein besonderes Interesse daran haben, dass hinsichtlich der behördlichen Vollzugsleistungen gemeinschaftsweit Transparenz hergestellt wird. Der Umweltrat bedauert, dass auch in diesem für das effektive Niveau des Umweltschutzes so wichtigen Punkt Abstriche vom Richtlinienvorschlag der Kommission gemacht worden sind.

2.3.3.3 Öffentlichkeitsbeteiligung in Zulassungsverfahren

2.3.3.3.1 Anlagenbezogene Zulassungsverfahren

131. Die Öffentlichkeitsbeteiligung in Genehmigungsverfahren und zulassungsrelevanten Planungsverfahren (Planfeststellungen, Bauleitplanungen) galt und gilt in Deutschland als vergleichsweise gut ausgebaut. Dementsprechend werden die Vorgaben der Aarhus-Konvention, die die Verpflichtung zur Beteiligung der Öffentlichkeit an Zulassungsentscheidungen für bestimmte, im Anhang I der Konvention aufgeführte Tätigkeiten (Artikel 6 AK) für Deutschland keinen ganz grundlegenden Neuerungsbedarf auslösen. Im Detail sind allerdings Anpassungen erforderlich. Wie auch in anderen Regelungsbereichen der Aarhus-Konvention, wird die Anpassungsnotwendigkeit hier durch europäische Richtlinien vermittelt, konkretisiert und möglicherweise auch ergänzt werden, da die EG als Mitzeichnerin der Konvention im Begriff ist, ihr eigenes Recht den Vorgaben der Konvention anzupassen. Zu den Vorbereitungen gehört ein Richtlinienvorschlag der Kommission, der unter anderem die Regelungen der UVP-Richtlinie und der IVU-Richtlinie zur Öffentlichkeitsbeteiligung an die Vorgaben des Artikel 6 AK anpassen soll (KOM(2000) 839 endg.; in geänderter Fassung vorgelegt am 12. Dezember 2001, KOM(2001) 779 endg.).

Rückgang der Öffentlichkeitsbeteiligung am Beispiel der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren

132. Die Beschleunigungsgesetzgebung der Neunzigerjahre hat erhebliche Rückschritte bei der Öffentlichkeitsbeteiligung bewirkt: Durch Zurückschneiden von Genehmigungserfordernissen (unter anderem Ersetzung von Genehmigungs- durch Anzeigeverfahren), Herabstufung von Vorhaben in anspruchslosere Verfahrensarten (Plangenehmigung statt Planfeststellung, vereinfachtes statt förmliches immissionsschutzrechtliches Genehmigungsverfahren) und veränderte Regelungen zur Öffentlichkeitsbeteiligung bei Vorhabenänderungen während des Genehmigungsverfahrens ist die Anzahl der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung deutlich reduziert worden.

So hat sich die Anzahl der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung in den Neunzigerjahren überwiegend rückläufig entwickelt.

Dem Umweltrat liegen dazu nur aus einzelnen Bundesländern Daten vor, da in etlichen Bundesländern zentrale Statistiken über immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren in den Umweltministerien nicht bzw. seit einigen Jahren nicht mehr, oder nicht nach Verfahren mit und ohne Öffentlichkeitsbeteiligung differenziert geführt werden, und aus den Umweltministerien einiger weiterer Bundesländer keine Antworten vorlagen. Die vorliegenden Daten weisen, was die Anzahl und den Anteil der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung betrifft, erstaunliche Unterschiede zwischen den Bundesländern aus. In der Literatur wird auf der Basis von Daten aus der Mitte der Neunzigerjahre ein Durchschnittswert von ca. 10 % Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung angegeben; nicht ganz passend dazu wird allein der Anteil der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung an den Änderungsgenehmigungen auf 10 % bis 20 % geschätzt (ROSSNAGEL, 2001, S. 1009 f., m. w. N.). Der Durchschnittswert von 10 % wurde beispielsweise in Berlin in den zurückliegenden zehn Jahren niemals auch nur entfernt erreicht; in Sachsen und Schleswig-Holstein wurde und wird er dagegen teilweise um ein Vielfaches übertroffen (Tab. 2.3-4). Insgesamt zeigen die verfügbaren Länderdaten überwiegend einen deutlichen Rückgang nicht nur der absoluten Zahl, sondern auch des relativen Anteils der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung. Ausnahmen bilden Sachsen und Rheinland-Pfalz. In Sachsen liegt der Anteil der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung hoch und hat sich seit Beginn der Neunzigerjahre nur unwesentlich, von gut einem Viertel auf knapp ein Viertel, verringert. Dies dürfte vor allem auf einen historisch und durch die aktuelle wirtschaftliche Entwicklung bedingten vergleichsweise hohen Anteil an Neugenehmigungen zurückzuführen sein. Außerdem spielt vermutlich eine Rolle, dass die Struktur der Landwirtschaft in Sachsen von Großbetrieben geprägt ist, sodass die Heraufsetzung von Schwellenwerten in der 4. BImSchV dort nicht zu einem Herausfallen zahlreicher landwirtschaftlicher Anlagen aus der Genehmigungsbedürftigkeit im förmlichen, mit Öffentlichkeitsbeteiligung verbundenen Verfahren geführt hat. In Rheinland-Pfalz hat sich bei den Änderungsgenehmigungsverfahren der Anteil der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung im erfassten Zeitraum seit 1994 sogar ungefähr verdreifacht – dies allerdings von einem so niedrigen Niveau aus, dass er mit ca. 2 % im Jahr 2000 im Ländervergleich noch immer sehr niedrig liegt (Tab. 2.3-5). Für den erheblichen Rückgang der Öffentlichkeitsbeteiligung in den anderen Bundesländern, aus denen einschlägige Daten bereitgestellt werden konnten, spielen vermutlich auch durch Konjunktur und Strukturwandel bedingte Veränderungen in Art und Anzahl der zur Genehmigung gestellten Vorhaben eine Rolle. Die in den Neunzigerjahren erfolgten öffentlichkeitsrestriktiven Änderungen des Verfahrensrechts sind aber jedenfalls mitursächlich.

Tabelle 2.3-4

Anzahl der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren mit und ohne Öffentlichkeitsbeteiligung in Berlin, Sachsen und Schleswig-Holstein

Jahr	Berlin		Sachsen		Schleswig-Holstein	
	mit Öffentlichkeits-beteiligung	ohne Öffentlichkeits-beteiligung	mit Öffentlichkeits-beteiligung	ohne Öffentlichkeits-beteiligung	mit Öffentlichkeits-beteiligung	ohne Öffentlichkeits-beteiligung
1991	1	91	45	161	–	–
1992	6	95	82	302	–	–
1993	8	101	104	300	135	227
1994	3	113	87	309	113	145
1995	7	98	43	502	107	147
1996	2	96	38	424	121	148
1997	2	68	27	341	64	116
1998	1	52	27	264	45	130
1999	1	48	31	218	38	102
2000	0	36	60	250	–	

SRU/UG2002/Tab. 2.3-4

Datenquellen: Schriftliche Auskünfte der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Mai 2001; des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft, Juni 2001; des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, April 2001

Tabelle 2.3-5

Anzahl der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren mit und ohne Öffentlichkeitsbeteiligung in Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz

Jahr	Nordrhein-Westfalen				Rheinland-Pfalz			
	Neugenehmigungen		Änderungsgenehmigungen		Neugenehmigungen		Änderungsgenehmigungen	
	mit Öffentlichkeitsbeteiligung	ohne Öffentlichkeitsbeteiligung	mit Öffentlichkeitsbeteiligung	ohne Öffentlichkeitsbeteiligung	mit Öffentlichkeitsbeteiligung	ohne Öffentlichkeitsbeteiligung	mit Öffentlichkeitsbeteiligung	ohne Öffentlichkeitsbeteiligung
1994	–	–	–	–	15	98	2	613
1995	107	260	46	866	–	–	–	–
1996	–	–	–	–	20	116	6	370
1997	53	247	34	731	10	101	4	271
1998	21	262	32	677	13	91	15	357
1999	19	255	18	669	8	71	6	129
2000	–	–	–	–	10	83	3	140
SRU/UG2002/Tab. 2.3-5								

Datenquellen: für Nordrhein-Westfalen: MURL NW, 2000, S. 6; Schriftliche Auskunft des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Juli 2001

Insgesamt ist festzustellen, dass im Kernbereich des Anlagenzulassungsrechts, bei den immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren, die Möglichkeit der Öffentlichkeitsbeteiligung in den zurückliegenden Jahren zurückgegangen ist.

133. Mit dem Artikelgesetz zur Umsetzung der UVP- und der IVU-Richtlinie ist der Katalog der Vorhaben, die ein Zulassungsverfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung zu durchlaufen haben, einerseits bereichsweise wieder erweitert worden. Größtenteils war dies durch europarechtliche Vorgaben gefordert. Andererseits wurden aber durch Änderungen der 4. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz auch eine Reihe von Vorhaben, die bislang im Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung zu genehmigen waren (Spalte 1 der 4. BImSchV), aus der bisher vorgeschriebenen Öffentlichkeitsbeteiligung und teilweise sogar aus der Genehmigungsbedürftigkeit überhaupt herausgenommen. Der Trend, die Öffentlichkeitsbeteiligung zurückzudrängen, ist insoweit auch unter der seit 1998 amtierenden Bundesregierung fortgesetzt worden.

Auswirkungen der Öffentlichkeitsbeteiligung

134. Wegen der erheblichen Bedeutung der Öffentlichkeitsbeteiligung für eine korrekte und, soweit Abwägung und Ermessen eine Rolle spielen, ausgewogene Anwendung der geltenden Rechtsvorschriften muss davon ausgegangen werden, dass jede gesetzliche und verordnungsrechtliche Einschränkung der Öffentlichkeitsbeteiligung zur Verschlechterung des Vollzugsniveaus beiträgt. Die positiven, vollzugsförderlichen Wirkungen der Öffentlichkeitsbeteiligung sind allerdings abzuwägen gegen zusätzliche verfahrensbedingte Wartekosten, die den Betreibern damit aufgebürdet werden. Geringfügige Verbesserungen der Wahrscheinlichkeit korrekter Verfahrensergebnisse können nicht beliebige Verfahrensverzögerungen rechtfertigen.

Insbesondere was die Zulassungsverfahren für Industrieanlagen angeht, sprechen theoretische Überlegungen und vorliegende empirische Daten dafür, dass die mit der Öffentlichkeitsbeteiligung verbundenen Wartekosten im Regelfall gering sind (vgl. auch SRU, 1996, Tz. 75; SRU, 1994, Tz. 198). Unter den Faktoren, die nach neueren empirischen Untersuchungen die Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren ungünstig beeinflussen, spielt die Öffentlichkeitsbeteiligung keine Rolle (Tz. 201 ff.). In der Praxis werden bei Anlagengenehmigungen die mit der Öffentlichkeitsbeteiligung verbundenen Verfahrensschritte von der federführenden Behörde meist in dem Zeitraum absolviert, der ohnehin durch die Notwendigkeit der Beteiligung anderer Behörden in Anspruch genommen wird. Die bisherige Einschätzung, dass die Öffentlichkeitsbeteiligung kein statistisch relevanter Verzögerungsfaktor ist, wird bestätigt durch die neueren Daten, die der Umweltrat zur Dauer der immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren erhoben hat. Nach den im Kapitel „Ordnungsrecht und

Deregulierung“ wiedergegebenen Daten (Tabelle 2.4-1 und 2.4-2) ist für einige Länder überhaupt kein positiver Zusammenhang zwischen Öffentlichkeitsbeteiligung und Verfahrensdauer erkennbar; im Saarland und in Schleswig-Holstein wird bei den Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung sogar ein größerer Anteil innerhalb kurzer Fristen abgeschlossen als bei den Verfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung. Ob dies auf Unterschieden hinsichtlich der Behördenzuständigkeit, auf Prioritätensetzungen zugunsten der größeren Vorhaben oder auf anderen Gründen beruht, wäre zu prüfen. Besonders aufschlussreich sind hinsichtlich des Zusammenhangs von Öffentlichkeitsbeteiligung und Verfahrensdauer die Daten, die das Land Nordrhein-Westfalen bereitstellen konnte, weil hier eine besonders differenzierte Statistik geführt wird (Tabelle 2.3-6).

Nach den nordrhein-westfälischen Daten dauern immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung zwar im Durchschnitt deutlich länger als Verfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung (1999 bei Neugenehmigungen durchschnittlich 7,9 gegenüber 4,2 Monaten; bei Änderungsgenehmigungen 6,5 gegenüber 3,6 Monaten). Dieselbe Statistik zeigt aber auch, dass dies zu einem wesentlichen Teil auf die Größenordnung und höhere Komplexität der Anlagen zurückzuführen sein dürfte, die in Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung zu genehmigen sind. So ist z. B. bei Neugenehmigungen der Unterschied in der durchschnittlichen Verfahrensdauer zwischen Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung bei den Staatlichen Umweltämtern (5,7 Monate) und den – größere und komplexere Anlagen betreffenden – Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung bei den Bezirksregierungen (11,6 Monate) wesentlich größer als die auf beiden Ebenen bestehenden Unterschiede zwischen Verfahren mit und Verfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung (Bezirksregierungen: mit Öffentlichkeitsbeteiligung 11,6 Monate, ohne 8,4; Staatliche Umweltämter: mit Öffentlichkeitsbeteiligung 5,7 Monate, ohne 4,2). Dass die längere Dauer der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung mehr durch die Größenordnung

Tabelle 2.3-6

Durchschnittliche Dauer der Genehmigungsverfahren in Nordrhein-Westfalen in Abhängigkeit von Genehmigungstyp (Neu- oder Änderungsgenehmigung), Behördenzuständigkeit (Bezirksregierungen (BezR)/ Staatliche Umweltämter (StUÄ)) und Öffentlichkeitsbeteiligung

	Neugenehmigungen				Änderungsgenehmigungen			
	mit Öffentlichkeits-beteiligung		ohne Öffentlichkeits-beteiligung		mit Öffentlichkeits-beteiligung		ohne Öffentlichkeits-beteiligung	
	Anzahl	Monate	Anzahl	Monate	Anzahl	Monate	Anzahl	Monate
1995								
BezR	20	3,0	6	9,1	1	18,5	247	9,7
StUÄ	87	7,4	254	7,1	35	10,0	619	5,5
NW ges.	107	8,4	260	7,1	46	12,1	866	6,7
1996	–	–	–	–	–	–	–	–
1997								
BezR	11	8,2	4	6,0	16	5,3	209	6,1
StUÄ	42	4,0	243	4,9	18	11,6	522	4,3
NW ges.	53	4,9	247	4,9	34	8,6	731	4,8
1998								
BezR	13	5,7	11	14,3	18	12,5	187	5,2
StUÄ	8	11,3	251	4,0	14	4,1	490	3,3
NW ges.	21	7,8	262	4,5	32	10,1	677	3,8
1999								
BezR	7	11,6	5	8,4	6	8,4	180	3,7
StUÄ	12	5,7	250	4,2	12	5,5	489	3,6
NW ges.	19	7,9	255	4,2	18	6,5	669	3,6

Quelle: MURL NRW, 2000, S. 6

und Komplexität der betreffenden Anlagen als durch die Öffentlichkeitsbeteiligung als solche determiniert ist, zeigt sich besonders augenfällig darin, dass die in Nordrhein-Westfalen bei den Staatlichen Umweltämtern angesiedelten Neugenehmigungsverfahren *mit* Öffentlichkeitsbeteiligung deutlich kürzer (durchschnittlich 5,7 Monate) dauern als die bei den Bezirksregierungen angesiedelten, größere Vorhaben betreffenden Neugenehmigungsverfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung (durchschnittlich 8,4 Monate).

135. Eine verbreitete Skepsis gegen die Beteiligung der Öffentlichkeit in Zulassungsverfahren speist sich aus der Erfahrung, dass eine solche Beteiligung bei heftig umstrittenen Projekten häufig nicht zu einer Konsensbildung und entsprechenden Befriedungswirkungen führt. Dies gilt besonders, wenn ein Teil der Öffentlichkeit die Technologie oder Handlungsweise, um deren Zulassung es geht, ganz unabhängig vom konkreten Fall aus prinzipiellen Gründen ablehnt (s. am Beispiel von Freisetzungsgenehmigungen für gentechnisch veränderte Organismen: BORA, 1999, S. 183 ff., 382 ff.). Zu erwarten, dass die Öffentlichkeitsbeteiligung in einem Genehmigungsverfahren solche Konflikte lösen könnte, wäre unrealistisch. Dass Grundsatzkonflikte dieser Art sich in voller Schärfe entfalten, lässt sich allenfalls durch verbesserte Kommunikation und Partizipation in früheren Phasen – auf der Ebene der grundsätzlichen normativen Entscheidungen über die Zulassung bestimmter Techniken und ihre Bedingungen – verhindern. Auch auf dieser Ebene kann kein Verfahren garantieren, dass im Ergebnis Konsens oder auch nur eine Akzeptanz trotz Dissenses hergestellt wird. Öffentlichkeitsbeteiligung ist also kein Allheilmittel. Aus einer nur an Akzeptanzbeschaffung interessierten Perspektive kann Öffentlichkeitsbeteiligung daher vergeblich gewesen sein. Diese Perspektive ist aber zu eng. Sie vernachlässigt wichtige andere Funktionen der Öffentlichkeitsbeteiligung wie die Informationszufuhr und vor allem die präventive Anreizwirkung zugunsten sorgfältiger und rechtskonformer behördlicher Entscheidungstätigkeit.

Stärkung der Verbändebeteiligung im Bereich des Naturschutzes

136. Einen begrüßenswerten Verbesserungsschritt bedeutet die im Entwurf einer Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes vorgesehene, gegenüber der bisherigen Rechtslage erweiterte Verbändebeteiligung (§§ 58 und 60 BNatSchGNeuregG-E; Bundestagsdrucksachen 14/6378 und 14/6878). Mit der vorgesehenen Ausdehnung der Verbändebeteiligung auf Plangenehmigungen, die an die Stelle eingriffsrelevanter Planfeststellungen treten (§ 59 Abs. 2 Nr. 7 BNatSchGNeuregG-E), werden die bisherigen Einschränkungen der Öffentlichkeitsbeteiligung durch Herabstufung von Planfeststellungs- zu Plangenehmigungsverfahren immerhin teilweise kompensiert. Allerdings reicht diese Kompensation nicht aus. Generell kann eine Verbandsbeteiligung die Beteiligung einer breiteren Öffentlichkeit schon deshalb nicht ersetzen, weil die personellen und finanziellen Ressourcen der Verbände viel zu gering sind, als dass sie in der Lage wären, die Funktion „der Öffentlichkeit“ zu übernehmen.

Notwendigkeit einer Trendumkehr und Kompensationsbedarf

137. Weitere Reduktionen der Öffentlichkeitsbeteiligung sind aus der Sicht des Umweltrates kategorisch abzulehnen (so schon SRU, 1996, Tz. 702). Der Trend zum Rückbau der Öffentlichkeitsbeteiligung muss nicht nur gestoppt, sondern umgekehrt werden. Verfahrensrechte der Umweltverbände „auf nachträgliche Überprüfung und gegebenenfalls behördliches Einschreiten“, wie der Umweltrat sie zur Kompensation weggefallener Öffentlichkeitsbeteiligungen schon 1996 gefordert hat (SRU, 1996, Tz. 702), sind nach wie vor wünschenswert. Schon angesichts der beschränkten Kapazitäten der Verbände reicht dies aber für eine wirkliche Kompensation nicht aus.

Der Umweltrat empfiehlt daher, für alle Anzeigeverfahren und umweltrechtlichen Zulassungsverfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung eine Pflicht zu öffentlicher Bekanntmachung bei Anzeigen- bzw. Antragseingang vorzusehen. Dies würde es Verbänden wie auch interessierten Einzelpersonen ermöglichen, sich über das betreffende Vorhaben und den Umgang der Behörden damit auf der Grundlage von Ansprüchen nach dem Umweltinformationsgesetz zu informieren. Besonders in Verbindung mit erweiterten Klagemöglichkeiten, die es Bürgern und Verbänden erlauben, gegen festgestellte Umweltrechtsverstöße die Gerichte anzurufen (Abschn. 2.3.3.5), würde davon eine Präventivwirkung ausgehen, die weggefallene *vollzugsunterstützende* Funktionen der Öffentlichkeitsbeteiligung kompensieren kann und die auch unabhängig von diesem Kompensationsbedarf wünschenswert ist.

Nach der Ausnahmeregelung des § 7 Abs. 1 Nr. 2 des Umweltinformationsgesetzes, die Informationsansprüche in Bezug auf laufende Verwaltungsverfahren weitgehend ausschloss, hätte die Möglichkeit, sich aus Anlass einer öffentlichen Bekanntmachung über ein laufendes Genehmigungsverfahren zu informieren, nicht bestanden. Der Europäische Gerichtshof hat aber klargestellt, dass diese Ausnahmeregelung mit der EG-Umweltinformationsrichtlinie nicht vereinbar ist (EuGH Rs. C-321/96 – Mecklenburg, NVwZ 1998, S. 945 ff., Tz. 16 ff.). Eine entsprechende Änderung des § 7 UIG ist im Zusammenhang mit dem Artikelgesetz (Kap. 3.1.3) erfolgt.

2.3.3.3.2 Stoff- und produktbezogene Zulassungsverfahren

138. Anders als bei der Zulassung potenziell umweltgefährdender Anlagen ist bei der Zulassung potenziell umweltgefährdender Stoffe und Produkte eine Öffentlichkeitsbeteiligung im deutschen Umweltrecht prinzipiell nicht vorgesehen. Pflanzenschutzmittel (§§ 11 ff. PflSchG) und Düngemitteltypen (§ 2 DMG) werden ohne Beteiligung der Öffentlichkeit zugelassen. Dasselbe gilt für die Genehmigung des Inverkehrbringens von Produkten, die aus gentechnisch veränderten Organismen bestehen oder solche Organismen enthalten, und für die Genehmigung der Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen; vorgeschrieben ist hier nur eine Prüfung und Bewertung des Antrags durch die in Teilen pluralistisch zusammengesetzte Zentrale Kommission für die Biologi-

sche Sicherheit (§ 16 GenTG). Das allgemeine Chemikalienrecht kennt bislang kein Zulassungs-, sondern nur ein Anmeldeverfahren für Chemikalien (§§ 4 ff ChemG). Für dieses Verfahren sind – abgesehen von begrenzten Möglichkeiten des Informationszugangs nach dem Umweltinformationsgesetz – Transparenz- und Beteiligungselemente bislang ebenfalls nicht vorgesehen. In der Praxis ist es üblich, diejenigen Daten aus der Anmeldung, die nicht Betriebs- oder Geschäftsgeheimnisse sind (§ 22 Abs. 3 ChemG), im Bundesanzeiger zu veröffentlichen (VIEBROCK, 1995, S. 63). Eine gesetzliche Verpflichtung hierzu besteht aber nicht. Eine unmittelbare oder über repräsentative Gremien vermittelte Beteiligung der Öffentlichkeit am Anmeldeverfahren ist nicht vorgeschrieben und wird auch nicht praktiziert. Eine Verpflichtung zur Anhörung der „beteiligten Kreise“ besteht nur vor dem Erlass von Verordnungen, mit denen ein gefährlicher Stoff verboten oder Beschränkungen unterworfen wird (§ 17 Abs. 1 ChemG). Die für die Öffentlichkeit nicht weniger wichtige Entscheidung, einen angemeldeten Stoff *nicht* zu verbieten und *keine* Beschränkungen vorzusehen, unterliegt dementsprechend keiner Öffentlichkeitsbeteiligung.

139. Es stellt sich die Frage, wie und ob dieses Fehlen einer Öffentlichkeitsbeteiligung im Bereich des umweltbezogenen Stoff- und Produktrechts zu rechtfertigen ist. Als Begründung könnte in Erwägung gezogen werden, dass im Stoff- und Produktbereich die Betroffenen eher als im Falle potenziell umweltgefährdender Anlagen die Möglichkeit haben, eventuellen Risiken des Stoffs oder Produkts auszuweichen, indem sie von einem Erwerb absehen. Diese Begründung erweist sich allerdings bei näherem Hinsehen als nicht tragfähig. Stoffen und Produkten ist man in vielen Fällen ausgesetzt, ohne sich für den Kontakt damit bewusst entschieden zu haben. Auch im Anlagenzulassungsrecht hat außerdem die Öffentlichkeitsbeteiligung nicht nur die Funktion, die gesundheitlichen Interessen der Beteiligungsberechtigten zu schützen. In Anlagenzulassungsverfahren geht es auch um den vorsorgenden Schutz der Umwelt vor Einwirkungen ohne gesundheitliche Bedeutung; auch die diesbezüglich relevanten Unterlagen müssen ausgelegt, und auch insoweit können von den Beteiligten Bedenken geltend gemacht werden.

Eine Besonderheit der Stoff- und Produktzulassungen gegenüber den Anlagenzulassungen liegt allerdings darin, dass von den Risiken, die im Zulassungsverfahren zu prüfen sind, potenziell *alle* betroffen sind, während sich bei der Zulassung ortsfester Anlagen typischerweise ein engerer Kreis von *spezifisch* Betroffenen identifizieren lässt, auf die das Beteiligungsrecht beschränkt werden kann. Die Vorstellung, dass nur *spezifische* Betroffenheit verfahrensbezogene Rechte begründen kann, nicht dagegen bloße Betroffenheit als Mitglied der Allgemeinheit, prägt im deutschen Recht auch die Zuweisung von Klagerechten (Tz. 155). Einleuchtender ist aus der Sicht des Umweltrates allerdings die entgegengesetzte US-amerikanische Sichtweise, die davon ausgeht, dass die Notwendigkeit, Beteiligungs- und Klagerechte einzuräumen, mit der Größe des Kreises der Betroffenen nicht ab-, sondern zunimmt, und dass es deshalb unlogisch ist, solche Rechte gerade dann zu verweigern, wenn nicht einige wenige, sondern alle betroffen sind. In den USA ist dementsprechend auch das Stoff- und Produktrecht stärker durch Transparenz und Beteiligungsoffenheit geprägt (s. für die Öffentlichkeitsbeteiligung Pflanzenschutzmittelrecht GURLIT, 1991, S. 195 ff.; für Publikationspflichten und Öffentlichkeitsbeteiligung im Bereich der Chemikalienkontrolle s. United States Code, Tit. 15, Kap. 52, Abschn. I, Control of Toxic Substances).

140. Hervorzuheben ist, dass für das Anmeldungsverfahren beim Inverkehrbringen von Produkten, die genetisch veränderte Organismen enthalten, die novellierte Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG; s. Artikel 24 der Richtlinie) eine Beteiligung der Öffentlichkeit durch Information und Gelegenheit zur Stellungnahme vorsieht.

Im Hinblick auf bestehende europarechtliche Vorgaben, die für eigenständige nationale Verfahrensregime nur sehr begrenzte Spielräume lassen, sollten weitere Regelungen zur Verbesserung der Öffentlichkeitsbeteiligung bei stoff- und produktbezogenen Zulassungs- und sonstigen Kontrollverfahren auf europäischer Ebene angestrebt werden. Insbesondere sollte diese Zielsetzung im Rahmen der anstehenden Neuordnung der europäischen Chemikalienkontrolle (Abschn. 3.1.4.3) verfolgt werden.

2.3.3.4 Beteiligung an Plänen, Programmen und Normsetzungsverfahren

141. Der Umweltrat hat im Umweltgutachten 1996 kritisiert, dass im deutschen Umweltrecht ein ausgesprochenes Defizit an rechtlich gewährleisteter Öffentlichkeitsbeteiligung bei Entscheidungen über umweltrelevante politische Programmplanungen besteht und dass umweltrelevante Normsetzungen besonders im untergesetzlichen Bereich in Deutschland nach wie vor in intransparenten Verfahren ohne geregelte hinreichend frühzeitige und ausgewogene Beteiligung der Verbände – von einzelnen Bürgern ganz zu schweigen – zustande kommen (SRU, 1996, Tz. 703, 844). Daran hat sich seitdem nichts Wesentliches geändert.

2.3.3.4.1 Normsetzungsverfahren

Untergesetzliche Normsetzung – Zur Praxis

142. In Deutschland werden verschiedene Formen der Beteiligung gesellschaftlicher Gruppen an der untergesetzlichen Normsetzung praktiziert:

– Für Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften sieht auf Bundesebene die Gemeinsame Geschäftsordnung der Bundesregierung eine Unterrichtung der beteiligten Fachkreise, Verbände und kommunalen Spitzenverbände vor, soweit deren Belange berührt sind (§§ 62 Abs. 2 und 70 Abs. 1 i. V. m. § 47 GGO).

– In vielen Bereichen ist für Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften auf dem Gebiet des Umweltrechts darüber hinaus eine Anhörung näher bezeichneter beteiligter Kreise vor Inkraftsetzung auch gesetzlich vorgeschrieben (näher LEITZKE, 1999).

– Ein anderer Weg der begrenzten Einbeziehung gesellschaftlicher Gruppen in Verfahren der untergesetzlichen Normsetzung besteht in der Einschaltung von Beratungsgremien, bei deren Zusammensetzung auch Gesichtspunkte des Gruppenpluralismus zumindest eine gewisse Rolle spielen. Ein gesetzlich geregeltes Beispiel ist die Anhörung der teilweise gruppenpluralistisch zusammengesetzten Zentralen Kommission für die Biologische Sicherheit beim Erlass von Verordnungen und Verwaltungsvorschriften nach dem Gentechnikgesetz (§§ 4, 30 GenTG).

143. Vorgeschriebene Anhörungen finden allerdings häufig erst nach einer Phase informeller Konsultationen statt, in der die Möglichkeiten des Informationszugangs und der Einwirkung höchst ungleich verteilt sind. Informationszugang und Chancen der kommunikativen Einflussnahme werden in dieser Phase weitgehend willkürlich gewährt oder verweigert. Mit den Merkwürdigkeiten dieser Praxis war im Zuge der Vorbereitung dieses Gutachtens auch der Umweltrat mehrfach konfrontiert. Entwürfe für Rechtsvorschriften und freiwillige Vereinbarungen waren in einzelnen Fällen früher von einem Wirtschaftsverband als vom zuständigen Ministerium erhältlich. In anderen Fällen konnte mit Verbänden über Entwurfstexte diskutiert werden, die diese, wie es hieß, „auf der Parkbank gefunden“ hatten. Die Unabhängige Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch hat mit Recht von einem Wildwuchs an intransparenten Einflussmöglichkeiten gesprochen (BMU, 1998, S. 476).

Der breiten – nicht durch Verbände oder sonstige institutionalisierte Repräsentanten vertretenen – Öffentlichkeit, d. h. *jedermann,* systematisch Gelegenheit zur Stellungnahme in Verfahren der untergesetzlichen Normsetzung zu geben (Tz. 146 f.), ist in Deutschland bislang nicht üblich.

Aarhus-Konvention

144. Die Aarhus-Konvention verpflichtet die Vertragsparteien, sich um eine Förderung wirksamer Öffentlichkeitsbeteiligung in einer geeigneten Phase – solange Optionen noch offen sind – der Vorbereitung von Rechtsverordnungen und anderen allgemeinverbindlichen Rechtsnormen mit relevanten Umweltauswirkungen zu bemühen (Artikel 8 S. 1 AK). Zu diesem Zweck „sollten“ ausreichende Zeitrahmen für eine effektive Öffentlichkeitsbeteiligung fixiert, Normentwürfe veröffentlicht oder auf andere Weise der Öffentlichkeit zugänglich gemacht, und es soll der Öffentlichkeit Gelegenheit gegeben werden, zu diesen Entwürfen entweder direkt oder durch repräsentative beratende Gremien Stellung zu nehmen (Artikel 8 S. 2 AK). Das Ergebnis der Öffentlichkeitsbeteiligung ist so weit wie möglich zu berücksichtigen (Artikel 8 S. 3 AK). Um bloße unverbindliche Verhaltenspostulate (so SCHEYLI, 2000, S. 241) handelt es sich hier nicht. Zwar sind die Vorgaben des Artikel 8 AK weich gefasst (*bemühen,* engl. *strive,* und *sollten,* engl. *should*). Immerhin ist die Bemühung aber verpflichtend vorgeschrieben. Die Formulierung der konkreteren Vorgaben als Sollenssätze (*should* anstelle des strikten *shall*) impliziert einen gewissen Spielraum für begründete Ausnahmen, bedeutet aber nicht, dass die Bestimmung als Vorschlag zu betrachten wäre, der bei Missfallen abgelehnt werden kann (s. auch UNECE, 2000, S. 119 ff.).

Die Verpflichtung, die mit der Ratifikation der Aarhus-Konvention eingegangen wird, sollte zum Anlass genommen werden, die Öffentlichkeitsbeteiligung bei der untergesetzlichen Normsetzung nach einheitlichen Grundsätzen gesetzlich zu regeln. Für den Bereich des Umweltrechts wäre der geeignetste Standort für eine solche Regelung ein Abschnitt „Recht- und Regelsetzung“ im allgemeinen Teil eines Umweltgesetzbuchs, wie er im Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch vorgesehen war (s. §§ 11 ff. UGB-KomE). Andere denkbare Lösungen bestünden in einem eigenen Gesetz über die untergesetzliche Rechts- und Regelsetzung im Umweltrecht oder in der Einfügung paralleler Verfahrensbestimmungen in die verschiedenen Fachgesetze.

Gesetzgebungsverfahren

145. Verpflichtungen in Bezug auf eine Öffentlichkeitsbeteiligung im Zusammenhang mit regulären *Gesetzgebungsverfahren* ergeben sich aus der Aarhus-Konvention nicht. Für eine vergleichsweise breite Interessen- und Wissensrepräsentation ist hier bereits durch die Zusammensetzung des Parlaments und den Ablauf des Gesetzgebungsverfahrens gesorgt. Nach § 47 der im Sommer 2000 neu gefassten Gemeinsamen Geschäftsordnung der Bundesregierung (GGO) sind Gesetzesvorlagen der Regierung möglichst frühzeitig den beteiligten Kreisen, deren Belange betroffen sind, zur Stellungnahme zuzuleiten. Ob bereits in diesem frühen Stadium auch eine Information der breiteren Öffentlichkeit – etwa über das Internet – erfolgt, ist Ermessenssache (s. i. E. § 48 GGO). Im Prinzip ist es auch jedem Bürger unbenommen, sich mit Eingaben, die den Inhalt von Gesetzentwürfen betreffen, an das Parlament oder die Regierung zu wenden (Artikel 17 GG). Dieses Petitionsrecht kann aber faktisch nicht genutzt werden, solange Entwürfe als vertraulich behandelt oder nur ausgewählten einzelnen Verhandlungspartnern zur Kenntnis gegeben werden.

Auch hier wären von einer aktiveren Einbeziehung der breiteren Öffentlichkeit Vorteile sowohl hinsichtlich der Einspeisung nützlicher Information als auch in Bezug auf die politische Integration der Bürger zu erwarten. Dazu könnten insbesondere die Möglichkeiten des Internet genutzt werden. In vielen Ländern und auch auf der Ebene der EG ist es heute üblich, politisch-programmatische Überlegungen, die künftige Gesetzgebungsaktivitäten betreffen, oder auch konkrete Gesetzentwürfe in Konsultationsdokumenten zusammenzufassen, die über einen begrenzten Zeitraum unter Angabe von E-mail- und Postadressen für Anregungen und sonstige Rückmeldungen ins Internet gestellt werden (s. für die EG: Europäische Komission, http://europa.eu.int/comm/ enterprise/consultations/index.htm). Der Umweltrat begrüßt, dass es auch in Deutschland Ansätze zu einer solchen Praxis – beispielsweise im Fall des Entwurfs des Informationsfreiheitsgesetzes (Tz. 124) – gibt, und fordert dazu auf, künftig insbesondere auch bei umweltbezogenen Gesetzgebungsvorhaben verstärkt von dieser Möglichkeit Ge-

brauch zu machen. Zwar ist auf der Ebene Gesetzgebung aus den bereits genannten Gründen die Einführung zusätzlicher Beteiligungsmöglichkeiten für eine breitere Öffentlichkeit weniger dringlich als im Bereich der untergesetzlichen Regelungen. Auch auf dieser Ebene erreicht aber die Komplexität der berücksichtigungsbedürftigen Gesichtspunkte heute häufig einen Grad, der noch weitergehenden Wissens- und Erfahrungsinput sinnvoll erscheinen lässt, als in den üblichen parlamentarischen Verfahren verfügbar gemacht werden kann. Wünschenswert wäre es, wenn eine Praxis der Öffentlichkeitsbeteiligung über das Internet sich auf der Ebene der Gesetzgebung als ein Element demokratischer Kultur ohne normative Formalisierung einbürgerte. Auf diese Weise könnten sowohl mit den Chancen als auch mit den Problemen dieser Form der Beteiligung Erfahrungen gesammelt werden, die darüber Aufschluss geben, wann und wie sie eingesetzt werden muss, damit sich ein günstiges Verhältnis ergibt zwischen dem Aufwand, den derartige Verfahren erzeugen, und einem über das übliche parlamentarische Verfahren hinausgehenden „Mehrwert".

Direkte Öffentlichkeitsbeteiligung

146. Von den beiden Möglichkeiten der Einbeziehung der Öffentlichkeit, die die Aarhus-Konvention vorsieht – direkte Öffentlichkeitsbeteiligung oder Beteiligung von beratenden Gremien, die als Repräsentanten der Öffentlichkeit fungieren –, ist die direkte Öffentlichkeitsbeteiligung mit der Möglichkeit der Stellungnahme für jedermann vorzuziehen, wie sie beispielsweise in den USA üblich ist (zur Rechtslage und Praxis in den USA: PÜNDER, 1995, S. 118 ff.; speziell für den Umweltbereich BÖHM, 1996, S. 201 ff.). Die staatliche Regelungstätigkeit hat einen immensen Umfang. Für den Bereich des Umweltschutzes wird sich das auch in Zukunft nicht grundlegend ändern (vgl. Kap. 2.4). Die Vorschriften des Umweltrechts beziehen sich typischerweise auf komplizierte Sachverhalte und Wirkungsgefüge und sind in komplexe Regelungszusammenhänge eingebettet. Unter diesen Bedingungen hat die Beteiligung der Öffentlichkeit nicht nur den Sinn, in der Gesellschaft vorhandene *Bewertungen* in das Normsetzungsverfahren einzuspeisen. Es geht wesentlich auch um das Einspeisen des in der Gesellschaft vorhandenen *Wissens.* Diese Funktion der Öffentlichkeitsbeteiligung gewinnt noch an Bedeutung, wenn die rechtsetzenden Instanzen in verhältnismäßig großer institutioneller und kommunikativer Entfernung von der Praxis des konkreten Umgangs mit dem von ihnen gesetzten Recht arbeiten. In Deutschland ist infolge eines föderalen Staatsaufbaus, der die Rechtsetzungskompetenzen weitgehend dem Bund, die Verwaltungskompetenzen dagegen weitgehend den Ländern zuweist, die Distanz der normsetzenden Bundesinstitutionen zur Vollzugsbasis in der Regel so groß, dass sie in den üblichen Formen der Länderbeteiligung nur sehr begrenzt wieder überbrückt werden kann. Auch die üblichen Formen der Verbändebeteiligung sind nur eingeschränkt in der Lage, die auf der Ebene zentraler Regulierungsinstanzen auch bei hoher Fachkompetenz unvermeidlichen Wissensdefizite zu beheben. Die Spitzenverbände der verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen operieren selbst in mehr oder weniger großer Distanz zu ihrer jeweiligen „Basis" – den einzelnen Unternehmen, Kommunen, lokalen Umweltverbänden und Initiativen usw. – und den dort mit der Umsetzung umweltrechtlicher Vorschriften Beschäftigten oder davon Betroffenen. In der umweltrechtlichen Gesetz- und Verordnungsgebung finden sich Beispiele für Regelungen, die nur dadurch erklärbar sind, dass wichtige Akteure auf höchster Ebene bei frühzeitig getroffenen Festlegungen über Regelungsinhalte keine klare Vorstellung von deren wirklicher Bedeutung hatten (LÜBBE-WOLFF, 1997a, S. 96 ff.). Insbesondere bei den Verbänden, die ausschließlich Umwelt- und andere Gemeinwohlinteressen vertreten, sind auch die personellen und finanziellen Ressourcen häufig zu begrenzt, als dass sie alle wünschenswerten kommunikativen Vermittlungsleistungen erbringen könnten. Fest eingerichtete Beratungsgremien verfügen über eine zu begrenzte Kapazität zur Verarbeitung von Detailinformationen, als dass sie in der Lage wären, für breite Regulierungsfelder die in jeweils unterschiedlichen Teilen der Öffentlichkeit vorhandene Beurteilungskompetenz verlustfrei in Normsetzungsprozesse einzuspeisen. Gerade auch die Einspeisung von Wissen und Urteilsfähigkeit im Detail ist aber wichtig, wenn funktionsfähige und effiziente Regelungen entstehen sollen.

147. Einen Mittelweg zwischen direkter Öffentlichkeitsbeteiligung und Beteiligung eines die Öffentlichkeit repräsentierenden Beratungsgremiums hat die Unabhängige Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch vorgeschlagen. Nach dem von ihr erarbeiteten Entwurf für ein Umweltgesetzbuch (BMU, 1998) soll vor dem Erlass von Rechtsverordnungen und unter bestimmten Voraussetzungen auch von Verwaltungsvorschriften eine pluralistisch zusammengesetzte Umweltkommission anzuhören sein, die in den gesetzlich bestimmten Fällen ihrerseits vor Abgabe ihrer Stellungnahme die Öffentlichkeit beteiligt (§§ 17f., 20 und 29 Abs. 1 UGB-KomE). In den gesetzlich bestimmten Fällen hätte danach jedermann Gelegenheit, zu Verordnungsentwürfen Stellung zu nehmen. Die Stellungnahme würde aber nicht unmittelbar gegenüber dem jeweils federführenden Ministerium erfolgen, sondern gegenüber der Umweltkommission, die damit eine Art Filterfunktion erhielte und wesentliche Aufgaben der Informationsverarbeitung im Vorfeld der Normsetzung zu übernehmen hätte. Ganz abgesehen davon, dass die notwendige Verarbeitung der Informationen aus der Öffentlichkeitsbeteiligung aus Kapazitätsgründen besser vom zuständigen Ministerium selbst als von einer ständigen Kommission geleistet werden kann, ist die in diesem Modell vorgesehene Trennung von Informationsverarbeitungs- und Entscheidungsfunktion prinzipiell problematisch. Zu befürchten ist auch, dass die vorgesehene Mediatisierung der Öffentlichkeitsbeteiligung sich eher deaktivierend – oder jedenfalls nicht optimal aktivierend – auswirken würde. Die Motivation derer, die über Wissen und Beurteilungskompetenzen verfügen, diese auch zur Verfügung zu stellen, dürfte tendenziell höher sein, wenn ein „direkter Draht" zu den verantwortlichen Entscheidungsträgern eröffnet wird.

2.3.3.4.2 Pläne, Programme und Politiken

Aarhus-Konvention und bisherige Praxis in Deutschland

148. Die Aarhus-Konvention verpflichtet die Vertragsparteien, angemessene Vorkehrungen dafür zu treffen, dass die Öffentlichkeit bei der Vorbereitung umweltbezogener Pläne und Programme informiert und beteiligt und das Ergebnis dieser Beteiligung angemessen berücksichtigt wird (Artikel 7 S. 1 AK).

Die genaue Reichweite dieser Verpflichtung ist nicht völlig klar. Dies betrifft vor allem die Abgrenzung zur noch etwas schwächer gefassten Verpflichtung in Bezug auf die Öffentlichkeitsbeteiligung bei „Politiken" (Tz. 150). Erfasst sind jedenfalls die Raumplanung und die Bauleitplanung sowie umweltrelevante Fachplanungen aller Art, und zwar jeweils auch die höherstufigen (UNECE, 2000, S. 115). Klar ist aber auch, dass die Verpflichtung sich nicht auf raumbezogene Planungen beschränkt (UNECE, 2000, S. 115). Nahe liegend ist die Annahme, dass mit „Plänen und Programmen" rechtlich institutionalisierte, d. h. in Rechtsvorschriften vorgesehene zukunftsorientierte Koordinationsinstrumente gemeint sind, während der Begriff „Politiken" auf frei entwickelte politische Konzeptionen wie z. B. das Klimaschutzprogramm der Bundesregierung zielt. Dazu würde passen, dass auch die EG-Richtlinie zur Strategischen Umweltprüfung unter den Begriff „Pläne und Programme" nur rechtlich institutionalisierte Instrumente subsumiert (Tz. 151). Diese Interpretation würde auch verständlich machen, weshalb die Verpflichtungen zur Öffentlichkeitsbeteiligung bei Politiken weicher gefasst sind als bei Plänen und Programmen. Bei Konzepten, die nach freiem politischen Ermessen entwickelt werden und bei denen es daher auch im Ermessen der jeweiligen politischen Akteure liegt, ob sie überhaupt ausgearbeitet und fixiert werden, liegt es nahe, auch das Verfahren der Ausarbeitung weiter gehend in das politische Ermessen zu stellen als bei Plänen und Programmen, zu deren Ausarbeitung eine Rechtspflicht besteht.

Die Art der Öffentlichkeitsbeteiligung ist in Artikel 7 AK nicht im Detail vorgegeben; die Ermittlung der „Öffentlichkeit, die sich beteiligen kann", darf den zuständigen Behörden überlassen werden (Artikel 7 S. 3 AK). Daraus ist zu schließen, dass nicht notwendigerweise eine Beteiligungsmöglichkeit für jedermann eröffnet werden muss.

149. In Deutschland ist bislang vor allem bei höherstufigen Planungen eine Öffentlichkeitsbeteiligung nicht durchgängig vorgesehen. Ein Teil der höherstufigen Planungen ist wegen ihres Einzelprojektbezuges nach den Regelungen des UVP-Gesetzes UVP-pflichtig und unterliegt damit auch einer Öffentlichkeitsbeteiligung. Dies betrifft die wasser- und straßenrechtlichen Linienbestimmungen und die luftverkehrsrechtliche Genehmigung für planfeststellungsbedürftige Flughäfen (§ 15 UVPG). Für das Raumordnungsverfahren ist die Durchführung einer UVP und damit auch eine Öffentlichkeitsbeteiligung nur fakultativ vorgesehen (§ 16 UVPG). Abfallwirtschaftspläne sind dagegen, auch wenn sie grundstücksgenaue Standortfestlegungen treffen, weder UVP-pflichtig, noch unterliegen sie – von ganz vereinzelten landesrechtlichen Ausnahmen abgesehen – aus anderen Gründen einer Öffentlichkeitsbeteiligung; ebenso wenig die Bedarfsplanung für den Straßen- und Schienenwegebau (KÜHLING und HERRMANN, 2000, S. 83 m. w. N.; zur Kritik an der fehlenden Öffentlichkeitsbeteiligung bei Abfallwirtschaftsplänen PAETOW, 1998, Rn. 82). Auch für die Raumplanung bis hin zur Regionalebene ist eine Öffentlichkeitsbeteiligung, auch in der eingeschränkten Form einer bloßen Verbändebeteiligung, nur vereinzelt durch das Landesrecht geboten (WILRICH, 2000, S. 367). Für den Bereich der Planung werden daher aus der Aarhus-Konvention und deren Umsetzung innerhalb der EG für Deutschland zusätzliche Verpflichtungen zur Institutionalisierung einer Öffentlichkeitsbeteiligung entstehen.

150. Über die Verpflichtung zur Öffentlichkeitsbeteiligung bei Plänen und Programmen hinaus hat jede Vertragspartei sich in angemessenem Umfang zu bemühen, auch Möglichkeiten der Beteiligung der Öffentlichkeit in der Vorbereitung umweltrelevanter *Politiken* (*policies,* genauer zu übersetzen wohl mit „Politikplanung/en") zu schaffen (Artikel 7 S. 4 AK). Die Formulierung ist hier wiederum sehr weich gefasst, sodass sich kaum Verpflichtungen zur Einführung ganz bestimmter Formen der Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Formulierung bestimmter Politiken ableiten lassen. Die Europäische Kommission schließt daraus, dass für die Ebene der EG Rechtsvorschriften zur Umsetzung dieser Bestimmung der Aarhus-Konvention nicht erforderlich sind (KOM(2000)839 endg., unter 6.1.1). Eine Verpflichtung, Maßnahmen zur Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Politikplanung gerade in Gesetzesform bzw. auf gesetzlicher Grundlage zu treffen, enthält die Konvention in der Tat nicht. Eine Notwendigkeit für gesetzliche Regelungen ergibt sich hier auch nicht daraus, dass bereits vorhandene gesetzliche Vorgaben für den Verfahrensablauf bei Politikplanungen der Ergänzung bedürften, um eine Öffentlichkeitsbeteiligung zu ermöglichen. Die Konvention verpflichtet aber zu angemessenen Bemühungen um eine Verbesserung der Beteiligungspraxis. Jedenfalls der bislang in Deutschland traditionelle Verzicht auf jede Form einer institutionalisierten Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Politikplanung ist aber unter der Konvention nicht mehr haltbar.

Auf der Ebene der EG bemüht Deutschland sich auch hinsichtlich der Umsetzung des Artikel 7 AK darum, dass die Umsetzung nicht über das nach der Aarhus-Konvention zwingend Gebotene hinausgeht (BMU, 2001). Dies entspricht dem im Rahmen des Konsultationsverfahrens nach dem Gesetz über die Zusammenarbeit von Bund und Ländern in Angelegenheiten der Europäischen Union geäußerten Wunsch des Bundesrates (Bundesratsdrucksache.100/01).

Öffentlichkeitsbeteiligung nach der EG-Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung

151. Die EG-Richtlinie über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme – kurz: die Plan-UVP-Richtlinie oder Richtlinie über die Strategische Umweltprüfung (SUP-Richtlinie, 2001/42/EG) – verpflichtet die Mitgliedstaaten, bei bestimmten Plänen und Programmen vor Annahme bzw., soweit es sich um Pläne und Programme in Gesetzesform handelt, vor der

Einbringung in das Gesetzgebungsverfahren eine Umweltprüfung vorzunehmen und dabei auch die Öffentlichkeit zu beteiligen. Der Öffentlichkeit ist frühzeitig und effektiv Gelegenheit zur Stellungnahme zu geben, und die eingegangenen Stellungnahmen müssen bei der Entscheidungsfindung berücksichtigt werden (Artikel 6, 8 SUP-RL). Was dabei unter „Öffentlichkeit“ zu verstehen ist, können im Einzelnen die Mitgliedstaaten bestimmen; jedenfalls schließt der Begriff aber auch diejenigen Teile der Öffentlichkeit ein, die von dem betreffenden Entscheidungsprozess voraussichtlich betroffen sein werden oder ein Interesse daran haben, einschließlich der relevanten Umweltverbände und anderer gegebenenfalls einschlägiger Nichtregierungsorganisationen (Artikel 6 Abs. 4 SUP-RL).

Erfasst sind von der Verpflichtung, eine Umweltprüfung mit Öffentlichkeitsbeteiligung durchzuführen, alle von mitgliedstaatlichen Behörden – einschließlich der regionalen und kommunalen Ebene – erstellten oder für die Annahme im Wege der Gesetz- oder Verordnungsgebung vorbereiteten Pläne und Programme, die

– in den Bereichen Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Energie, Industrie, Verkehr, Abfallwirtschaft, Wasserwirtschaft, Telekommunikation, Fremdenverkehr, Raumordnung oder Bodennutzung ausgearbeitet werden und durch die der Rahmen für die künftige Genehmigung von nach der UVP-Richtlinie prüfungspflichtigen Projekten gesetzt wird, oder
– bei denen angesichts ihrer voraussichtlichen gebietsbezogenen Auswirkungen eine Verträglichkeitsprüfung nach der FFH-Richtlinie für erforderlich erachtet wird,

sofern diese Pläne

– aufgrund von Rechts- oder Verwaltungsvorschriften erstellt werden müssen und
– voraussichtlich erhebliche Umweltauswirkungen haben, wobei für Pläne und Programme, die die Nutzung kleiner Gebiete auf lokaler Ebene festlegen, die Prüfpflichtigkeit davon abhängt, dass die Mitgliedstaaten ihnen voraussichtlich erhebliche Umweltwirkungen zuschreiben (s. Artikel 2 Buchst. a) und Artikel 3 SUP-RL).

Grundsätzlich erfasst sind auch Plan- und Programmänderungen; geringfügige Änderungen bedürfen allerdings der Prüfung ebenfalls nur, wenn die Mitgliedstaaten bestimmen, dass sie voraussichtlich erhebliche Umweltauswirkungen haben (Artikel 2a, 3 Abs. 3 SUP-RL).

152. Die Bundesregierung hat auf der Ebene der EG dieser Richtlinie zunächst ablehnend gegenübergestanden und sich, als deutlich wurde, dass keine Aussicht auf Verhinderung besteht, um möglichst weitgehende „inhaltliche Verbesserungen“, d. h. um eine restriktivere Ausgestaltung der Richtlinie bemüht (Bundesratsdrucksache 693/99; JACOBY, 2000, S. 2006 ff.). Die ablehnende Haltung der Bundesregierung entsprach einem Votum des Bundesrates von 1997, das die Bundesregierung bei den Verhandlungen aufgrund gesetzlicher Vorschriften maßgeblich zu berücksichtigen hatte (Bundesratsdrucksache 277/1/97; zur Berücksichtigungspflicht der Bundesregierung s. Artikel 23 Abs. 5 S. 2 GG, § 5 EuZBLG). Was eigene Bemühungen zur Umsetzung der Aarhus-Verpflichtungen in Bezug auf Pläne und Programme angeht, hat Deutschland sich bislang abwartend verhalten. Während die Mehrzahl der EG-Mitgliedstaaten bereits im Vorfeld des Inkrafttretens der SUP-Richtlinie zumindest bereichsweise über eigene gesetzliche Regelungen zur strategischen Umweltprüfung verfügte oder sich mit Gesetzentwürfen, Pilotprojekten und Ähnlichem präpariert hat, gehört Deutschland zu den „wait-and-see-countries“, die entschieden haben, erst nach Erlass der SUP-Richtlinie tätig zu werden (s. für den Transportsektor KOM(2001)88 endg., S. 1).

Der Umweltrat plädiert für eine Umsetzung der Richtlinienvorgaben, die die vorhandenen mitgliedstaatlichen Umsetzungsspielräume in einem beteiligungsfreundlichen Sinne nutzt (zu weiteren Umsetzungsfragen JACOBY, 2000, S. 219 ff.; SPANNOWSKY, 2000, S. 207 ff.). Insbesondere sollten die gegebenen Möglichkeiten, auf mitgliedstaatlicher Ebene festzulegen, welche Vorhaben voraussichtlich erhebliche Umweltauswirkungen haben, nicht in einem restriktiven Sinne genutzt werden.

Öffentlichkeitsbeteiligung bei gemeinschaftsrechtlich vorgeschriebenen Plänen und Programmen

153. Zur Umsetzung der Aarhus-Verpflichtungen in Bezug auf die Öffentlichkeitsbeteiligung hat die Europäische Kommission einen Richtlinienvorschlag vorgelegt, der auch die Öffentlichkeitsbeteiligung bei Plänen und Programmen erfasst (KOM(2000)839 endg.; nach Stellungnahme der anderen an der Gesetzgebung beteiligten Organe in geänderter Fassung vorgelegt am 12. Dezember 2001, KOM(2001) 779 endgültig). Der Richtlinienvorschlag sieht eine Verpflichtung zur Beteiligung der Öffentlichkeit bei den Plänen und Programmen vor, die die Mitgliedstaaten aufgrund der im Anhang aufgeführten europarechtlichen Vorgaben aufzustellen haben und die nicht der Plan-UVP-Richtlinie unterliegen, d. h. bei

– Abfallbewirtschaftungs- und Entsorgungsplänen nach Artikel 7 der Abfallrahmenrichtlinie, Artikel 6 der Richtlinie über gefährliche Abfälle und Artikel 14 der Verpackungsrichtlinie,
– Nachrüstprogrammen nach Artikel 14 der Deponierichtlinie,
– Aktionsprogrammen nach Artikel 5 der Richtlinie über den Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen,
– Plänen für Überschreitungsgebiete nach Artikel 8 Abs. 3 der Luftqualitätsrichtlinie,
– Programmen nach Artikel 6 der Richtlinie über gefährliche Stoffe enthaltende Batterien und Akkumulatoren.

Von deutscher Seite war die Notwendigkeit diesbezüglicher europarechtlicher Regelungen zunächst infrage gestellt worden; es müsse geprüft werden, „inwieweit für die vorgeschlagene Regelung angesichts Artikel 7 AK ein Bedarf besteht“ (BMU, 2001). Aus der Sicht des Umweltrates ist dieser Bedarf gegeben, sodass die vorgeschlagene Regelung von deutscher Seite unterstützt werden sollte. Bei den aufgezählten Plänen und Programmen handelt es sich um Pläne und Programme im Sinne der Aarhus-Konvention (Tz. 148). Die EG übernimmt mit dem Beitritt zur Aarhus-Konvention daher die Verpflichtung, für die Beteiligung der Öffentlich-

keit bei diesen Plänen und Programmen angemessene Vorkehrungen zu treffen. Nicht mehr und nicht weniger als dies beinhaltet der Richtlinienvorschlag.

2.3.3.4.3 Selbstverpflichtungen und Umweltvereinbarungen

154. Statt mit Gesetzen und Verordnungen wird gerade in der Umweltpolitik zunehmend mit dem Instrument der Selbstverpflichtungen und Umweltvereinbarungen gearbeitet (Überblick für Deutschland bei KNEBEL et al., 1999; BDI, 2000). Dabei macht die Wirtschaftsseite gewisse umweltrelevante Zusagen, während im Gegenzug die staatliche Seite von einseitiger hoheitlicher Regelung absieht. Als Akteur für die staatliche Seite treten die zuständigen Regierungen oder Regierungsmitglieder auf. Mit den auf diese Weise eingegangenen politischen Bindungen werden faktisch aber auch die Handlungsspielräume der rechtlich in keiner Weise eingebundenen Parlamente erheblich beschränkt. Die Praxis der Aushandlung und des Abschlusses solcher Selbstverpflichtungen und freiwilliger Vereinbarungen wirft Legitimationsprobleme auf. Dies betrifft nicht nur die Nichtbeteiligung von Verfassungsorganen, die im Falle rechtsförmiger Regelung zu entscheiden oder mitzuentscheiden gehabt hätten (dazu BMU, 1994, S. 43), sondern auch den Ausschluss jeglicher öffentlicher Diskussion im Vorfeld.

Das Verfahren der Aushandlung solcher Selbstverpflichtungen oder Vereinbarungen ist bislang von vollständiger Intransparenz geprägt. Irgendwelche Beteiligungsmöglichkeiten der Bürger und Verbände existieren nicht. So war beispielsweise vor dem Abschluss der im November 2000 geschlossenen Vereinbarung zum Klimaschutz (Tz. 447 ff.) keinerlei öffentliche Diskussion über deren Inhalte möglich, obwohl die deutsche Klimaschutzpolitik durch diese Vereinbarung faktisch – stärker als durch ein Gesetz, das im Prinzip jederzeit geändert werden kann – auf Jahre hinaus auf die vereinbarten Optionen festgelegt und an der Realisierung politischer Alternativen gehindert wird. Die Lage ist hier also noch beteiligungsfeindlicher als in den ohnehin schon defizitären regulären Normsetzungsverfahren, an deren Stelle solche Selbstverpflichtungen oder Vereinbarungen treten. Nach Auffassung des Umweltrates muss sich dies ändern. Wenn ein umweltbezogenes Arrangement zwischen Staat und Wirtschaft im Gegenzug zu wirtschaftsseitig übernommenen Verpflichtungen auch Zusagen oder Absichtserklärungen seitens der Regierung beinhaltet, sollten alle beiderseitigen Zusagen und Absichtserklärungen in Form einer Vereinbarung offen deklariert werden. Vor Abschluss einer derartigen Vereinbarung sollte mindestens der Entwurf veröffentlicht und Interessenten Gelegenheit zur Stellungnahme gegeben werden. Dies entspricht der Empfehlung der OECD, Dritte („third parties“) am Prozess der Zielfestlegung für Umweltvereinbarungen zu beteiligen (OECD, 1999, S. 135).

2.3.3.5 Verbands- und Bürgerklagen

Antiquierte Rechtsschutzkonzeption

155. Die Möglichkeit, für die Durchsetzung des geltenden Rechts die Gerichte anzurufen, hängt nach deutschem Prozessrecht im Allgemeinen davon ab, dass der Kläger geltend machen kann, in subjektiven Rechten verletzt zu sein. Klagen, mit denen nicht eine spezifisch individuelle Rechtsverletzung, sondern das Allgemeininteresse an der Durchsetzung bestehenden Rechts geltend gemacht wird, behandelt das deutsche Rechtssystem bislang – von engen Ausnahmefällen abgesehen – als unwillkommene und unzulässige Einmischung in Angelegenheiten, die nicht Sache des Bürgers sind. Dahinter steht dasselbe enge Demokratieverständnis und Bürgerbild (WEGENER, 2000b), das auch der traditionell restriktiven deutschen Position zu Informationsrechten des Bürgers und Beteiligungsrechten in untergesetzlichen Normsetzungs- und Programmplanungsverfahren zugrunde liegt.

Mit dieser restriktiven Rechtsschutzkonzeption gehört Deutschland, was die Einklagbarkeit des Umweltrechts angeht, zu den Nachzüglern der Rechtsentwicklung in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union – ganz zu schweigen von den sonst auf vielen Gebieten gern imitierten USA (s. für die dortigen extensiven Verbands- und Bürgerklagerechte BLUME, 1999; KOKOTT und LEE, 1998, S. 235 ff.). Einer für die europäische Kommission erarbeiteten rechtsvergleichenden Studie aus dem Jahr 1998 zufolge gab es in der EG damals nur noch vier Mitgliedstaaten, die den Umweltverbänden weiterhin Klagerechte nicht oder nur in eng begrenzten Ausnahmefällen einräumten: Deutschland, Österreich, Dänemark und Schweden (PRIEUR, 1998, S. 92). Tatsächlich existieren aber jedenfalls zum gegenwärtigen Zeitpunkt auch in Dänemark und Schweden sehr viel großzügigere Rechtsschutzmöglichkeiten als in Deutschland. Schweden räumt den Umweltverbänden ein extensives Klagerecht ein (VERSCHUUREN et al., 2000, Anhang 1, Länderberichte, S. 80). In Dänemark besteht die Möglichkeit, umweltrechtliche Planungs- und Genehmigungsentscheidungen vor unabhängigen Verwaltungsspruchkörpern mit quasi-justiziellem Status anzugreifen, nicht nur für Bürger mit einem substanziellen individuellen Interesse an der Entscheidung, sondern auch für bestimmte anerkannte Umweltverbände; daneben fungiert in Dänemark ebenso wie in Schweden als eine mächtige unabhängige Kontrollinstanz, an die jeder Bürger sich auch in Umweltangelegenheiten ohne weitere Voraussetzungen wenden kann, der Ombudsmann (VERSCHUUREN et al., 2000, Anhang 1, Länderberichte, S. 13 f., 79 f.). Von den bei PRIEUR genannten in der Frage der Verbandsklagerechte nachhinkenden EG-Mitgliedstaaten verbleiben danach nur Österreich, das aber immerhin ein Klagerecht von Bürgerinitiativen bei UVP-pflichtigen Vorhaben kennt (VERSCHUUREN et al., 2000, Anhang 1, Länderberichte, S. 2), und Deutschland, das mit der Einführung eines begrenzten bundesrechtlichen Verbandsklagerechts in der Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes (Tz. 159) erst jetzt den Anschluss an die internationale Entwicklung sucht. Restriktiv sind, soweit ersichtlich, auch die Verbandsklagerechte in Luxemburg ausgestaltet; eine Verbandsklagemöglichkeit besteht hier nur gegen bestimmte untergesetzliche Rechtsvorschriften (VERSCHUUREN et al., 2000, Anhang 1, Länderberichte, S. 53; PRIEUR, 1998, S. 9).

Auch in den EG-Beitrittskandidatenländern ist der Gerichtszugang in Umweltangelegenheiten teilweise wesentlich großzügiger geregelt als in Deutschland. So können in Polen Umweltverbände gegen jede Verletzung des Umweltrechts klagen (UNECE, 2000, S. 131).

Erfahrungen mit der Verbandsklage

156. Die international mit Verbandsklagerechten gemachten Erfahrungen sind ganz überwiegend positiv. Die Befürchtung, dass die Einräumung derartiger Rechte zu einer Klageflut und zu unverhältnismäßigen Behinderungen durch ungerechtfertigte Inanspruchnahme gerichtlichen Rechtsschutzes für bloße Blockadezwecke führen werde, hat sich nicht realisiert. Bei in der Regel niedrigen Verbandsklagequoten liegt nach vorliegenden Untersuchungen die Erfolgsquote der Verbandsklagen deutlich über dem Durchschnitt der insgesamt bei den Verwaltungsgerichten erhobenen Klagen.

Eine unveröffentlichte Untersuchung an der Universität Greifswald hat für den Zeitraum seit Einführung der naturschutzrechtlichen Verbandsklagemöglichkeiten auf Länderebene bis 1997 insgesamt 148 derartige Klagen ermittelt. Die Erfolgsquote lag bei 29 % gegenüber nur 15 % bei der Gesamtheit der verwaltungsgerichtlichen Klagen. Von den Verbandsklageverfahren vor dem Bundesverwaltungsgericht waren sogar 41 % erfolgreich (SCHMIDT, 1998, S. 23 f.). Für die landesrechtlichen Verbandsklagen der Jahre 1997 bis 1999 hat eine neuere Untersuchung eine Erfolgs- oder Teilerfolgsquote von 28,4 % festgestellt, während nach der Statistik für 1998 bei der Gesamtheit der erhobenen verwaltungsgerichtlichen Klagen der Anteil der ganz oder teilweise erfolgreichen Klagen nur bei 20 % lag (BLUME et al, 2001, unter 3.2). Besonders weit über dem allgemeinen Durchschnitt lag die Quote der ganz oder teilweise erfolgreichen Verbandsklagen in Verfahren, in denen es um Befreiungen von Schutzgebietsfestsetzungen ging (fast 60 %). Bei den – in der Regel besonders bedeutsamen – Planfeststellungsverfahren liegt die Quote der auf ganzer Linie erfolgreichen Verbandsklagen mit 6,7 % unter dem allgemeinen Durchschnitt; mit insgesamt 23 % ist aber auch hier der Anteil der entweder voll oder teilweise erfolgreichen Klagen höher als im Durchschnitt aller verwaltungsgerichtlichen Klageverfahren (s. Tab. 2.3-7).

Nach einer vom schweizerischen Umweltbundesamt veröffentlichten Evaluation des Verbandsklagerechts, das in der Schweiz in Bezug auf UVP-pflichtige Projekte besteht, liegt die Erfolgsquote der Verbandsklagen vor den untersuchten Verwaltungsgerichten 1,5 mal und vor dem Bundesgericht 3,5 mal so hoch wie im Durchschnitt der verwaltungsgerichtlichen Klagen (FLÜCKINGER et al., 2000, S. 42). Nach dem Ergebnis der im Rahmen dieser Evaluation durchgeführten Befragungen hat die Verbandsklagemöglichkeit darüber hinaus eine sowohl konsensstiftende als auch den Rechtsvollzug fördernde Wirkung; Letzteres vor allem, indem sie die Bildung von Netzwerken anregt und indem bereits die bloße Existenz der Klagemöglichkeit, unabhängig davon, ob sie tatsächlich in Anspruch genommen wird, der Verwaltung den Rücken stärkt und präventiv gegen Rechtsverstöße wirkt (FLÜCKINGER et al., 2000, S. 42, 44, 137 ff., 157 ff., 160, 165 ff.; zur vollzugsförderlichen Wirkung auch in anderen Ländern s. auch bereits WINKELMANN, 1992).

Tabelle 2.3-7

Naturschutzrechtliche Verbandsklagen in Deutschland 1997 bis 1999 – Anzahl und Erfolgsquoten

Erhobene Klagen	Planfeststellungs-verfahren	Befreiungen	Verordnungen	Sonstige	Gesamt
Anzahl absolut	30	12	5	20	67
Anzahl in Prozent	*44,8*	*17,9*	*7,5*	*29,8*	*100*
Gewonnene Klagen	2	2	1	0	5
in % bezogen auf einzelnen Gegenstand	*6,7*	*16,7*	*20*	–	*7,5*
Teilerfolgreiche Klagen	5	5	0	4	14
in % bezogen auf einzelnen Gegenstand	*16,7*	*41,7*	–	*20,0*	*20,9*
Verlorene Klagen	23	5	4	16	48
in % bezogen auf einzelnen Gegenstand	*76,6*	*41,7*	*80,0*	*80,0*	*71,6*

Quelle: BLUME et al., 2001

Solche Untersuchungsergebnisse schließen selbstverständlich nicht aus, dass vereinzelt auch missbräuchliche Klagen erhoben werden. Ausweislich der Erfolgsquoten kommt dies aber bei Verbandsklagen nicht häufiger, sondern im Gegenteil seltener vor als beim traditionellen Typ der Klagen, die nur unter Berufung auf behauptete Verletzungen subjektiver Rechte erhoben werden können. Die Verbandsklage erweist sich damit als besonders effiziente Form der Inanspruchnahme der knappen Ressource „gerichtlicher Rechtsschutz“.

157. Eine wichtige vollzugsunterstützende Funktion der Verbandsklage liegt auch darin, dass sie – unabhängig davon, ob die Klage im Einzelfall erfolgreich ist – zur Klärung von Rechtsfragen beiträgt, die auf andere Weise nicht vor die Gerichte gelangt wären. Ein Beispiel ist die Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts zur Ostseeautobahn A 20, mit der Rechtsunsicherheiten in Bezug auf die unmittelbare Wirkung der FFH-Richtlinie geklärt wurden (näher BLUME et al., 2001, unter 3.2). Mit dieser Klärungsfunktion trägt die Verbandsklage auch zur Abschichtung von Streitpunkten und damit zur Verfahrensbeschleunigung in anderen Fällen bei.

158. Eine verbreitete Auffassung geht dahin, dass der in vielen Staaten großzügigere Gerichtszugang für Verbände und/oder einzelne Bürger mit einer deutlich verringerten gerichtlichen Kontrolldichte bezahlt werden müsse (BREUER, 1993, S. 97 f.; EPINEY et al., 2002, Kap. 3, unter A.V.2; SPARWASSER, 2001, S. 1035 f., m. w. N.). Gemeint ist damit, dass erweiterte Klagerechte notwendigerweise einhergehen mit einer geringeren Intensität der gerichtlichen Überprüfung administrativer Sachverhaltsannahmen, Prognosen und Bewertungen, und mit einer geringeren Bereitschaft der Gerichte, diesbezügliche eigene Einschätzungen an die Stelle derer der Verwaltung zu setzen. Ein gedanklich notwendiger oder empirisch zwangsläufiger Zusammenhang besteht hier aber nicht. Richtig ist, dass „Gerichte nun einmal nicht auf Anregung von jedem alles prüfen können“ (SPARWASSER, 2001). Bestehende Verbands- und Bürgerklagemöglichkeiten werden aber schon aus Gründen des zeitlichen und finanziellen Aufwandes für die Kläger nie in der Weise in Anspruch genommen, dass tatsächlich „jeder alles“ den Gerichten zur Prüfung vorlegt (s. zur Klagehäufigkeit Tz. 156). Zwar nimmt auch eine allenfalls mäßige Zunahme der Klagen, wie sie aufgrund der Einführung von Verbandsklagemöglichkeiten zu erwarten ist, in begrenztem Umfang gerichtliche Ressourcen in Anspruch. Eine Verringerung der gerichtlichen Kontrolldichte ist aber nicht die einzige Möglichkeit, diese begrenzte zusätzliche Belastung zu kompensieren. Im Übrigen verträgt auch die Frage, ob die gegenwärtige deutsche Dogmatik und Praxis hinsichtlich der gerichtlichen Kontrolldichte in Deutschland überhaupt einen Optimalzustand darstellt, der in jedem Fall beibehalten werden sollte, durchaus differenzierte Antworten (EPINEY et al., 2002, Kap. 9, unter B). So könnte die etwas konsequentere und offenere Anerkennung begrenzter administrativer Beurteilungsspielräume, die *im Ergebnis* in aller Regel ohnehin faktisch respektiert werden, durchaus zu einer Entlastung der Gerichte beitragen, ohne dass die Effektivität des Rechtsschutzes leidet.

Naturschutzrechtliche Verbandsklage – ein erster Schritt

159. Vor diesem Hintergrund ist es ein erfreulicher Fortschritt, dass nach dem Entwurf eines neuen Bundesnaturschutzgesetzes (Bundestagsdrucksache 14/6378 und 14/6878) eine naturschutzrechtliche Verbandsklage auf bundesrechtlicher Ebene vorgesehen ist (§ 61 BNatSchG-NeuregG-E). Dieser Fortschritt reicht allerdings nicht weit genug. Angesichts der verbreiteten Vorbehalte gegen Klagemöglichkeiten, die über das traditionelle restriktive Rechtsschutzkonzept hinausgehen, mag verständlich sein, dass man sich zunächst nur zu einem ersten Schritt entschließen konnte. Auch dieser erste Schritt hätte allerdings mutiger ausfallen können (SRU, 2001). Inhaltlich überzeugend ist die Beschränkung der Klagemöglichkeit auf einen kleinen Kreis von Verwaltungsentscheidungen nicht. Bedarf, die Beachtung des Naturschutzrechts dadurch zu unterstützen, dass für den Fall der Nichtbeachtung die Möglichkeit gerichtlicher Rechtsdurchsetzung eingeräumt wird, besteht nicht nur in Bezug auf gerade diese Verwaltungsentscheidungen, sondern generell. Dies betrifft nicht nur alle Arten positiver behördlicher Entscheidungstätigkeit. Aus zahlreichen empirischen Untersuchungen und Praxisberichten ist bekannt, dass die Beachtung und Durchsetzung des Umweltrechts am häufigsten nicht an positiven behördlichen Entscheidungen scheitert, sondern daran, dass mangels ausreichender Überwachungskapazitäten Rechtsverstöße den Behörden nicht zur Kenntnis gelangen oder gegen festgestellte Rechtsverstöße nicht eingeschritten wird (Nachweise bei LÜBBE-WOLFF, 1997b, S. 79 ff.). Verbandsklagerechte, die einer besseren Durchsetzung der geltenden Umweltschutzvorschriften dienen sollen, müssten daher auch gegen ungerechtfertigte behördliche Untätigkeit aktivierbar sein.

160. Die insgesamt eher geringfügige Erweiterung der Verbandsklagemöglichkeiten durch die vorgesehene Neuregelung im Bundesnaturschutzgesetz genügt auch nicht den Anforderungen der Aarhus-Konvention. Artikel 9 Abs. 2 Unterabsatz 1 b) der Aarhus-Konvention gestattet den Vertragsparteien zwar, den vorgeschriebenen Zugang zu einem gerichtlichen oder sonstigen unabhängigen und neutralen Überprüfungsverfahren weiterhin an das Geltendmachen einer Rechtsverletzung zu binden, sofern das Verwaltungsprozessrecht der Vertragspartei dies erfordert. Nach Unterabsatz 2 Satz 3 gelten aber Nichtregierungsorganisationen als Träger von Rechten, „die im Sinne des Buchstaben b verletzt werden können.“ Des Öfteren werden diese Bestimmungen dahin gehend interpretiert, dass sie keine Verpflichtungen in Bezug auf die Einführung altruistischer Verbandsklagen beinhalten und/oder jedenfalls nicht zu diesbezüglichen Veränderungen der Rechtslage in Deutschland nötigen (SCHEYLI, 2000, S. 245; BAAKE, 1999, S. 18; undeutlich EPINEY und SCHEYLI, 2000, S. 50 f.). Diese Interpretation beraubt aber die Bestimmung, nach der Nichtregierungsorganisationen als Träger potenziell beeinträchtigter Rechte im Sinne von Artikel 9 Abs. 2 Unterabsatz 1 b) gelten, jeder konstitutiven Bedeutung. Dass diese Bestimmung nur die in keiner Weise regelungsbedürftige Selbstverständlichkeit zum Ausdruck bringt, dass Verbände irgendwelche eigenen Rechte wie z. B. subjektive Verbandsrechte haben

können und müssen, kann nicht angenommen werden. Nach überwiegender Auffassung zwingt die Regelung dementsprechend zur Zulassung von Verbandsklagen, mit denen das Allgemeininteresse an der Rechtmäßigkeit umweltbezogener Verwaltungsentscheidungen verfolgt wird, und nötigt zur Änderung der bisherigen deutschen Rechtslage (JARASS, 2000, S. 952; VERSCHUUREN et al., 2000, S. 16; BOHNE, 1999, S. 275; KLINSKI, 1999, S. 25 f.; STEINBERG, 1999, S. 129; ebenso wohl ZIEKOW, 2000, S. 484, 506). Zwar gibt Artikel 9 der Konvention keinen deutlichen Aufschluss über die gebotene Reichweite der vorgeschriebenen Verbandsklagemöglichkeit. Ein auf ein einzelnes Teilgebiet des Umweltrechts beschränktes und auch auf diesem Gebiet noch eng begrenztes Verbandsklagerecht, wie es in § 61 BNatSchGNeuregG-E vorgesehen ist, dürfte aber jedenfalls hinter den Anforderungen der Konvention zurückbleiben (ZSCHIESCHE, 2001, S. 182; a.A. offenbar die Bundesregierung, s. Bundestagsdrucksache 14/3568, S. 4). Davon geht im Zusammenhang mit der Umsetzung der Aarhus-Konvention im Anwendungsbereich der IVU- und der UVP-Richtlinie auch die Europäische Kommission aus. Die Kommission sieht hier Klagemöglichkeiten vor, die sich nicht auf das Gebiet des Naturschutzrechts beschränken (Tz. 162).

161. Es gibt auch keinen in der Sache liegenden Grund, Verbandsklagemöglichkeiten auf das Naturschutzrecht zu beschränken. Zwar weist das Naturschutzrecht die Besonderheit auf, dass es – jedenfalls nach herkömmlichem Verständnis – in aller Regel nicht subjektive Rechte einzelner Bürger, sondern ausschließlich natur- und landschaftsbezogene Interessen der Allgemeinheit schützt. Das Naturschutzrecht wäre daher nach den üblichen prozessrechtlichen Regeln fast durchweg von niemandem einklagbar und gegen Missachtung, sei es bewusste oder nachlässige, entsprechend schlecht geschützt. Es ist deshalb als ganzes Rechtsgebiet auf Unterstützung durch eine Verbandsklagemöglichkeit besonders angewiesen. Dasselbe gilt aber auch für große Teile der anderen Teilgebiete des Umweltrechts, nämlich für alle diejenigen Bestimmungen, die nicht dem Schutz vor akuten Gefährdungen Dritter oder ihres Eigentums, sondern der Vorsorge gegen Langfristschäden, beispielsweise durch die schleichende Akkumulation von für sich genommen zurzeit nicht schädlichen Schadstoffbelastungen, dienen. Vorschriften, die nicht gefahrenabwehrende, sondern vorsorgende Funktion haben, sind nach herrschender deutscher Rechtsprechung nicht „drittschützend“, d. h. sie verleihen keine subjektiven Rechte und sind daher auch nicht einklagbar (s. statt vieler SCHOCH, 1999, S. 457 f., m. w. N.). Hiervon sind z. B. sämtliche Emissionsgrenzwerte des geltenden Umweltrechts betroffen, soweit nicht ausnahmsweise das Europarecht dazu zwingt, sie entgegen der herkömmlichen deutschen Rechtsauffassung für drittschützend zu halten (Abschn. 4.1.4.2.1). Das Rechtsschutzdefizit, das ohne die Möglichkeit der Verbandsklage für das Naturschutzrecht praktisch durchgängig bestünde, existiert daher für weite Teile des sonstigen Umweltrechts ebenfalls. Dieselben Gründe, die für die Einführung einer Verbandsklage im Naturschutzrecht sprachen und sprechen, gelten deshalb auch für die anderen Teilgebiete des Umweltrechts.

Der Sache nach angebracht wäre daher eine extensive Verbandsklagemöglichkeit, die sich nicht nur auf einzelne Teilgebiete des Umweltrechts, nicht nur auf einzelne Arten von behördlichen Maßnahmen und ebenso auf behördliche Unterlassungen wie auf positives Handeln bezieht. Eine so grundsätzliche Umstellung der Rechtslage in einem Bereich, der rechtskulturelle Grundüberzeugungen in Bezug auf die Funktion von Klagerechten berührt, kann und sollte allerdings nur schrittweise erfolgen.

Erweiterung der Klagemöglichkeiten des einzelnen Bürgers

162. Über spezielle Klagemöglichkeiten für Verbände hinaus sollten auch die Klagemöglichkeiten des einzelnen Bürgers erweitert werden. Zahlreiche Rechtssysteme innerhalb und außerhalb Europas knüpfen die Klagerechte des Bürgers an sehr viel weniger restriktive Voraussetzungen als das deutsche. Die große Mehrheit der EG-Mitgliedstaaten gewährt ihren Bürgern heute entweder generell oder speziell in Umweltangelegenheiten großzügigeren Zugang zu den Gerichten als Deutschland. Überwiegend wird als Voraussetzung der Klagebefugnis keine geltend gemachte Verletzung individueller Rechte verlangt, sondern nur ein großzügig interpretiertes legitimes Interesse; die Niederlande und Portugal sind sogar zu einem System der Popularklage übergegangen, bei der keinerlei spezielle Interessenbeziehung des Klägers zum Klagegegenstand mehr verlangt wird (VERSCHUUREN et al., 2000, S. 40 ff.; WEGENER, 1998, S. 148 ff.; s. auch für die USA KOKOTT und LEE, 1999, S. 235 ff.). Unverhältnismäßige Belastungen der Justiz durch die extensiveren Klagemöglichkeiten sind in diesen Ländern, soweit ersichtlich, aus der liberaleren Regelung des Gerichtszugangs nicht entstanden (KRÄMER, 1999, S. 11; WOEHRLING, 1999, S. 504). Der rechtsuchende Bürger wird in all diesen Rechtsordnungen nicht nur in der Rolle des Verteidigers eigener Rechte, sondern auch in der Rolle des Anwalts des Allgemeininteresses an der Durchsetzung des geltenden Rechts – nicht nur als bourgeois, sondern auch als citoyen – gesehen und akzeptiert. Dieses Verständnis prägt zunehmend eine Entwicklung auf internationaler und europäischer Ebene, der sich auch Deutschland nicht wird entziehen können. Der Umweltrat plädiert dafür, diese Entwicklung als in einer Demokratie systemkonform und als eine Chance auch für den Umweltschutz zu begreifen und sie auch in Deutschland aktiv mitzuvollziehen.

Umsetzung der Konventionsbestimmungen zum Gerichtszugang auf EG-Ebene

163. In ihrem Vorschlag für eine Richtlinie über die Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Ausarbeitung bestimmter umweltbezogener Pläne und Programme und zur Änderung der UVP- und der IVU-Richtlinie (KOM(2000)839 endg.) sieht die Europäische Kommission vor, dass die Mitgliedstaaten bei UVP-pflichtigen oder nach der IVU-Richtlinie zulassungsbedürftigen Projekten bzw. Tätigkeiten der Öffentlichkeit Zugang zu einem Verfahren vor Gericht oder einer anderen gesetzlich institutionalisierten Stelle eröffnen, in dem die inhaltliche

und verfahrensmäßige Richtigkeit der erfassten Zulassungsentscheidungen überprüft werden kann (geplante Artikel 10a der UVP- und 15a der IVU-Richtlinie). Damit sollen für diesen Bereich die Verpflichtungen der Aarhus-Konvention zum Rechtsschutz umgesetzt werden (KOM(2000)839 endg., Begründung unter 6.2.5 und 6.3.6). Die Bundesregierung hat sich hier für eine enger an den Wortlaut der Aarhus-Konvention angelehnte Formulierung ausgesprochen (BMU, 2001), um ihre restriktive Interpretation der Aarhus-Konvention bei der Umsetzung der künftigen EG-Richtlinie zur Geltung bringen zu können. Auf dieser Linie liegt auch die inzwischen erzielte politische Einigung über den Richtlinienvorschlag (Rat der Europäischen Union, Dokument Nr. 14610/01 ENV 613 CODEC 1271). Der Umweltrat bedauert, dass die Bundesregierung hier erneut eine restriktive, mit dem Leitbild des „aktivierenden Staates“ schwerlich vereinbare Position durchgesetzt hat.

2.3.4 Zusammenfassung

Aktivierender Staat

164. Effiziente und demokratische Politik muss die Bereitschaft der Bürger zu Selbstverantwortung und Einsatz für Gemeinwohlbelange nutzen und fördern und die notwendigen Rahmenbedingungen dafür schaffen. Dies ist der Sinn des in der Koalitionsvereinbarung vom Oktober 1998 aufgestellten Leitbildes des „aktivierenden Staates“. In der praktischen Umweltpolitik wie auch sonst wird dieses Leitbild eines Staates, der – unter anderem – die Bürger möglichst weitgehend in die Lage versetzt, auch für Interessen der Allgemeinheit aktiv werden zu können, allerdings bislang nur unzureichend umgesetzt. Dies betrifft sowohl die Rolle des Bürgers als Marktteilnehmer wie auch, noch ausgeprägter, seine Rolle als Teilnehmer an staatlichen Entscheidungsprozessen.

Ökologische Markttransparenz als Voraussetzung umweltbezogener Handlungsfähigkeit der Marktteilnehmer

165. Voraussetzung dafür, dass der Bürger in seinem Verhalten als Marktteilnehmer – beim Kauf von Produkten, bei der Wahl seiner Geschäftspartner usw. – vorhandene umweltbezogene Präferenzen zum Ausdruck bringen kann, ist ökologische Markttransparenz. Ökologische Markttransparenz, d. h. die einfache Zugänglichkeit derjenigen Informationen über umweltbezogene Produkteigenschaften und sonstige umweltrelevante Sachverhalte, in Bezug auf die potenziell marktrelevante Präferenzen bestehen, ist zugleich eine Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit des Wettbewerbs in ökologischer Hinsicht. Da umweltrelevante Aspekte, beispielsweise von Produkten, normalerweise nicht ohne weiteres erkennbar sind, müssen Rahmenbedingungen für ökologische Markttransparenz staatlicherseits gesetzt werden. Dafür existiert bereits eine Reihe von Instrumenten, die aber noch der Ergänzung und der Verbesserung ihrer Funktionsfähigkeit bedürfen.

Schutz vor irreführender Öko-Werbung

166. Der Umweltrat empfiehlt die Unterstützung europäischer Bemühungen um einen effektiveren Schutz vor irreführender Öko-Werbung im Rahmen der Novellierung der Richtlinie über irreführende Werbung (Tz. 78 ff.). Zum Schutz vor Desorientierung durch die Fülle konkurrierender Öko-Labels sind aus der Sicht des Umweltrates Vereinbarungen mit den Vermarktern der geeignetste Weg (Tz. 80).

Geschütze Bezeichnungen und Symbole

167. Geschützte Bezeichnungen und Symbole sind unter bestimmten Voraussetzungen ein geeignetes Mittel zur Herstellung ökologischer Markttransparenz (Tz. 81 ff.).

168. Das vereinbarte neue Öko-Siegel für Lebensmittel ist sinnvoll konzipiert und stellt unter den gegebenen Rahmenbedingungen einen wichtigen Fortschritt dar. Die gefundene Lösung hat allerdings den Nachteil, dass sie keine europäische ist. Der Umweltrat empfiehlt, auf europäischer Ebene die notwendigen Verbesserungen der EG-Öko-Verordnung – insbesondere eine Öffnung des europäischen Öko-Siegels für Nicht-EG-Produkte – und ein verbessertes Marketing für das europäische Öko-Siegel voranzutreiben, damit ergänzend auch das europäische Siegel an Bedeutung gewinnen kann (Tz. 82 f.).

169. Die Grundkonzeption des deutschen Umweltzeichens („Blauer Engel“) ist nicht veränderungsbedürftig. Die Produktgruppenabgrenzung, von der abhängt, welche Produktarten überhaupt ausgezeichnet werden können, sollte pragmatisch im Sinne einer optimalen Nutzung der Unterscheidungsleistung des Zeichens gehandhabt werden. Von einer Erweiterung der Vergabegrundlagen um nicht umweltbezogene – beispielsweise soziale – Kriterien wird abgeraten. Angesichts einer sich abzeichnenden rückläufigen Bedeutung des Umweltzeichens sind erhöhte Marketinganstrengungen, unter Einbeziehung der Massenmedien, erforderlich. Für das in der Vergangenheit weniger erfolgreiche, neuerdings aber an Bedeutung zunehmende europäische Umweltzeichen („Euroblume“) sind mit der Novellierung der EG-Umweltzeichenverordnung die Erfolgsvoraussetzungen wesentlich verbessert worden. Noch immer ist allerdings das partizipative Element im Vergabeverfahren unterentwickelt; hier sollten von deutscher Seite weitere Verbesserungen angestrebt werden. Das europäische Umweltzeichen mit seinem erheblichen Markterschließungspotenzial darf nicht als Konkurrenz zum deutschen aufgefasst werden; es sollte im Rahmen der gemeinsamen Förderaktionen, die die EG-Verordnung vorsieht, auch von deutscher Seite intensiv gefördert werden (Tz. 84 ff.).

170. Für die Funktionsfähigkeit geschützter Siegel und Bezeichnungen ist ein funktionsfähiges Überwachungssystem von zentraler Bedeutung. Das Überwachungssystem der EG-Öko-Verordnung weist Schwachstellen auf (Tz. 94 ff.). In der Konzeption von Überwachungssystemen muss berücksichtigt werden, dass Systeme, bei denen der Kontrollierte sich seinen Kontrolleur am Markt aussuchen kann, anfällig sind für wettbewerbsbedingte Funktionsstörungen.

Kennzeichnungspflichten

171. Ökologischer Markttransparenz dient am besten eine Politik der extensiven Offenlegung von Produkteigenschaften. Die Offenlegung sollte – unter Berücksichtigung von Praktikabilitätsgesichtspunkten – vor-

zugsweise durch verpflichtende Produktkennzeichnung, ersatzweise über Transparenzdatenbanken, erfolgen. Der Umweltrat empfiehlt die Unterstützung der Transparenzstrategie, die die Europäische Kommission für die künftige europäische Chemikalienpolitik verfolgt. Als Instrument der Verbraucherinformation über Qualität, Quantität und ökonomisch relevante Verwertbarkeitseigenschaften von Verpackungen empfiehlt der Umweltrat eine Verpflichtung, das DSD-Lizenzentgelt für den „Grünen Punkt“ auf den Verpackungen auszuweisen.

Behördliche Information und Beratung

172. Für eine behördliche Informationstätigkeit, die sich auf umweltrelevante Eigenschaften von Produkten und Dienstleistungen bezieht, fehlen die nach herrschender Auffassung erforderlichen gesetzlichen Grundlagen. Der Umweltrat empfiehlt eine – vorzugsweise nicht behörden- oder sektorspezifische, sondern übergreifende – gesetzliche Regelung (Tz. 100).

Publizität umweltrelevanter Unternehmensdaten

173. Zu ökologischer Markttransparenz trägt auch die Publizität umweltrelevanter Unternehmensdaten bei. Das europäische Öko-Audit-System (EMAS) kombiniert Publizitätselemente mit Anreizen für ein verbessertes Umweltmanagement. Mit der Novellierung der EG-Öko-Audit-Verordnung sind wichtige Voraussetzungen für die Verbesserung der Akzeptanz des Systems geschaffen worden. Neben einer Reihe von begrüßenswerten Änderungen sind allerdings hinsichtlich der Selbstprüfungsanforderungen auch Rückschritte zu verzeichnen, die die formal erzielten Fortschritte hinsichtlich der Sicherung der Einhaltung der Umweltvorschriften („compliance“) entwerten. Eine weitere Steigerung der Wirksamkeit und Akzeptanz des EMAS-Systems kann nur erwartet werden, wenn es gelingt, das Kosten-Nutzen-Verhältnis der EMAS-Teilnahme weiter zu verbessern. Die vergeblichen Forderungen und regulatorischen Versuche, eine deutliche Steigerung der Nutzenerwartung für die teilnehmenden Unternehmen durch Nachlässe beim Ordnungsrecht und Entlassungen aus der gesetzlich geforderten Regelüberwachung zu erreichen, sollten als Irrweg erkannt und eingestellt werden. Möglich und sinnvoll ist eine Honorierung der EMAS-Zertifizierung durch fallweise Berücksichtigung im Rahmen gegebener behördlicher Ermessensspielräume, beispielsweise hinsichtlich der Überwachungsfrequenzen und der Bearbeitungsprioritäten bei Genehmigungsverfahren. Unter bestimmten, nicht in allen Fällen gegebenen Voraussetzungen gestattet das Europarecht auch die Bevorzugung EMAS-zertifizierter Anbieter bei der Vergabe öffentlicher Aufträge. Diese Möglichkeit sollte genutzt werden. Im Übrigen muss die EMAS-Beteiligung sich nach der Konzeption des Instruments vor allem dadurch rechnen, dass auch private Marktteilnehmer – Kunden, Banken und Versicherungen – sie honorieren. Die Voraussetzungen dafür könnten und sollten durch intensivere – vorzugsweise auf europäischer Ebene koordinierte – Werbung für das EMAS-Zeichen weiter verbessert werden (Tz. 113.).

174. Durch Schadstoffemissions- und Transferregister, mit denen unternehmensbezogene Emissionsdaten der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, können verbesserte Umweltleistungen zum Gegenstand eines Wettbewerbs zwischen Unternehmen werden. Der Umweltrat empfiehlt, die Erarbeitung und das Wirksamwerden des geplanten UNECE-Protokolls über ein Schadstoffemissions- und Transferregister aktiv und in einem publizitätsfreundlichen Sinn zu unterstützen (Tz. 114 ff.).

Rolle des Bürgers in staatlichen Entscheidungsprozessen: Aarhus-Konvention und deutsche Widerstände

175. Rechtslage und Politikstil sind in Deutschland in weiten Teilen noch immer von der Vorstellung geprägt, dass die unmittelbar staatsbezogene aktive Rolle des Bürgers sich im Wesentlichen in der turnusmäßigen Abgabe seiner Wählerstimme erschöpft. Eine unmittelbare, über die Beteiligung an Meinungs- und Willensbildungen im gesellschaftlichen Raum hinausgehende aktive Beteiligung an staatlichen Entscheidungsverfahren gilt tendenziell nicht als Element, sondern eher als Störung des demokratischen Prozesses. Mit diesem von obrigkeitlichen Traditionen geprägten, restriktiven Demokratieverständnis bildet Deutschland heute ein Schlusslicht der innereuropäischen Demokratieentwicklung. In der europäischen Umweltpolitik hat Deutschland in den Neunzigerjahren gegen Entwicklungen in Richtung auf mehr Transparenz des Regierungs- und Verwaltungshandelns nachdrücklichen Widerstand geleistet (Tz. 119 ff.).

Ende 1998 hat die damals neue Bundesregierung mit der Unterzeichnung der Aarhus-Konvention (UNECE-Übereinkommen über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten) ihren Willen zu einer transparenz- und partizipationsfreundlicheren, dem Leitbild des „aktivierenden Staates“ entsprechenden Politik bekundet. Seitdem wird allerdings – in weiten Teilen durch die Position der Länder bedingt – eine Politik der möglichst restriktiven Umsetzung verfolgt.

Behördliche Umweltinformationen

176. Gegen extensive Informationsansprüche des Bürgers und routinemäßige aktive Bereitstellung relevanter Informationen bestehen in Deutschland trotz gewisser Fortschritte in jüngerer Zeit noch immer erhebliche Vorbehalte. Dies betrifft auch den Bereich der Bundesregierung, die hier eine dem Leitbild des „aktivierenden Staates“ entsprechende Vorreiterrolle spielen müsste. Die aufgrund der Aarhus-Konvention anstehende Fristverkürzung für die Bescheidung von Informationsanträgen sollte als funktionsgerecht und praktikabel akzeptiert und aktiv umgesetzt werden. Die auf EG-Ebene ursprünglich vorgesehene – nach derzeitigem Stand deutlich abgeschwächte – Ausweitung des umweltbezogenen Informationsanspruchs über den staatlichen Bereich hinaus auf Private, die Dienste von allgemeinem wirtschaftlichem Interesse erbringen, ist aus der Sicht des Umweltrates systemgerecht und hätte Unterstützung auch von deutscher Seite verdient. Die Praxis, umweltrelevante Informationen – unter anderem Gesetz- und Verordnungsentwürfe – aktiv und frühzeitig über das Internet zugänglich zu machen, ist in Deutschland noch immer unterentwickelt. Es fehlt außerdem eine systematische, öffentlich zugängliche umweltbehördliche Voll-

zugsberichterstattung. Dass ein diesbezüglicher Regelungsvorschlag der Europäischen Kommission keine Aufnahme in den Gemeinsamen Standpunkt des Rates zur Neufassung der Umweltinformationsrichtlinie gefunden hat, ist besonders zu bedauern (Tz. 124 ff.).

Öffentlichkeitsbeteiligung in Zulassungsverfahren

177. Die Öffentlichkeitsbeteiligung in anlagenbezogenen Zulassungsverfahren war in Deutschland vergleichsweise gut ausgebaut. Die Beschleunigungsgesetzgebung der Neunzigerjahre hat hier allerdings erhebliche Rückschritte bewirkt. Im Hinblick darauf, dass die Öffentlichkeitsbeteiligung eine wichtige vollzugsunterstützende Funktion hat und legitimen Partizipationsinteressen Rechnung trägt, die Dauer der Verfahren dagegen kaum ungünstig beeinflusst, hält der Umweltrat eine Umkehr des Trends zur Reduzierung der Öffentlichkeitsbeteiligung für erforderlich. Für alle Anzeigeverfahren und umweltrechtlichen Zulassungsverfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung empfiehlt der Umweltrat die Einführung einer Pflicht zu öffentlicher Bekanntmachung bei Anzeigen- bzw. Antragseingang. Damit würde es Verbänden und Einzelpersonen ermöglicht, sich über das betreffende Verfahren gegebenenfalls auf der Grundlage von Ansprüchen nach dem Umweltinformationsgesetz zu informieren. Primär auf europäischer Ebene sollten erweiterte Mechanismen der Öffentlichkeitsbeteiligung auch für den Bereich der stoff- und produktbezogenen Zulassungen angestrebt werden (Tz. 131 ff.).

Öffentlichkeitsbeteiligung bei Normsetzungsverfahren

178. Die in der Aarhus-Konvention verankerte Verpflichtung zu frühzeitiger Öffentlichkeitsbeteiligung bei untergesetzlichen Normsetzungsverfahren sollte zum Anlass genommen werden, die Öffentlichkeitsbeteiligung bei der untergesetzlichen Normsetzung nach einheitlichen Grundsätzen und in einem partizipationsfreundlichen Sinne gesetzlich zu regeln. Für alle Normsetzungsverfahren – einschließlich der Gesetzgebungsverfahren – sollte auch unabhängig von näherer gesetzlicher Regelung verstärkt die Möglichkeit genutzt werden, Entwürfe frühzeitig als Konsultationsdokumente ins Internet zu stellen. Der Umweltrat empfiehlt, die Öffentlichkeit grundsätzlich unmittelbar und nicht mediatisiert durch Kommissionen zu beteiligen (Tz. 142 ff.).

Öffentlichkeitsbeteiligung bei Plänen, Programmen und Politiken

179. Die diesbezüglichen Vorgaben der Aarhus-Konvention sind weich gefasst. Der Umweltrat plädiert für eine Abkehr von der auch auf EG-Ebene bislang verfolgten deutschen Linie einer möglichst partizipationsvermeidenden Interpretation und Umsetzung. Die nach der EG-Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung bestehenden Umsetzungsspielräume sollten nicht in einem restriktiven Sinne genutzt werden. Die von deutscher Seite zunächst geltend gemachten grundsätzlichen Bedenken gegen die geplante EG-Richtlinie über die Beteiligung der Öffentlichkeit bei bestimmten Plänen und Programmen sind nach Auffassung des Umweltrates nicht berechtigt. Für nicht rechtsförmig vorgeschriebene politische Programmplanungen (policies) enthält die Aarhus-Konvention nur besonders weich gefasste Vorgaben. Der bislang in Deutschland traditionelle Verzicht auf jede Form einer institutionalisierten Öffentlichkeitsbeteiligung bei politischen Programmplanungen dürfte nach diesen Vorgaben aber nicht mehr haltbar sein (Tz. 148 ff.).

Öffentlichkeitsbeteiligung bei freiwilligen Selbstverpflichtungen und Umweltvereinbarungen

180. Der Umweltrat stellt fest, dass das Problem der bislang unzureichenden Beteiligung der Öffentlichkeit bei umweltrelevanten Normsetzungsverfahren sich in verschärfter Form stellt, wo statt mit rechtsförmigen Regelungen mit dem Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtungen und Umweltvereinbarungen gearbeitet wird. Alle wechselseitigen Zusagen sollten hier grundsätzlich in einer Vereinbarung deklariert und die Vereinbarung im Entwurf mit Gelegenheit zur Stellungnahme veröffentlicht werden.

Verbands- und Bürgerklagen

181. Mit einer restriktiven Rechtsschutzkonzeption, die Klagemöglichkeiten grundsätzlich nur zur Verfolgung spezifisch individueller subjektiver Rechte eröffnet, gehört Deutschland inzwischen zu den Schlusslichtern der europäischen Rechtsentwicklung. Dies betrifft insbesondere die Zulassung von Verbandsklagen. Die national und international mit Verbandsklagen gesammelten Erfahrungen sind ganz überwiegend positiv. Der Umweltrat begrüßt die Einführung einer naturschutzrechtlichen Verbandsklage auf Bundesebene. Der damit erzielte Fortschritt reicht allerdings noch nicht aus. Angestrebt werden sollte eine extensive Verbandsklagemöglichkeit, die sich nicht nur auf einzelne Teilgebiete des Umweltrechts, nicht nur auf einzelne Arten von behördlichen Maßnahmen, und ebenso auf behördliche Unterlassungen wie auf positives Handeln bezieht. Über spezielle Klagemöglichkeiten für Verbände hinaus wäre auch eine Erweiterung der Klagemöglichkeiten des einzelnen Bürgers sachgerecht. Im europäischen Kontext sollte der Kommissionsvorschlag zur Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Ausarbeitung bestimmter umweltbezogener Pläne und Programme auch hinsichtlich der darin enthaltenen Bestimmungen zum Rechtsschutz unterstützt werden (Tz. 155 ff.).

2.4 Ordnungsrecht und Deregulierung

2.4.1 Defizite der Deregulierungsdiskussion und Deregulierungspolitik

182. Der in vielen Bereichen verschärfte internationale Wettbewerb, andauernde Unterbeschäftigung und die Knappheit der staatlichen Steuerungsressourcen haben im zurückliegenden Jahrzehnt erheblichen Deregulierungsdruck erzeugt. Die damit verbundene geschärfte Aufmerksamkeit für das Verhältnis von Kosten und Nutzen jeder Regulierung ist uneingeschränkt zu begrüßen. Die bisherige Deregulierungsdiskussion und Deregulierungspolitik in Deutschland weist allerdings eine Reihe grundsätzlicher Schwächen auf, die einen optimalen Einsatz von Regulierungs- und Deregulierungsmaßnahmen bislang verhindert

haben und weiter zu verhindern drohen. Diese grundsätzlichen Schwächen betreffen nicht nur einige allgemeine Gesichtspunkte wie das Verständnis des Verhältnisses von Recht und Eigenverantwortung, die Beurteilungsmaßstäbe, anhand derer Überregulierungsdiagnosen gestellt werden, und die Einschätzung der Wettbewerbsrelevanz von Regulierungsmaßnahmen (Abschn. 2.4.1.1), sondern auch die Einschätzung der Leistungsfähigkeit des Ordnungsrechts (Abschn. 2.4.1.2) und die bisherigen inhaltlichen Schwerpunktsetzungen (Tz. 198). Den Deregulierungsforderungen der Wirtschaft folgend, haben sich die bisherigen Deregulierungsmaßnahmen auf Entlastungen im Bereich der Genehmigungsverfahren und auf Entlastungen im Zusammenhang mit der Beteiligung am EG-Öko-Audit-System konzentriert und konzentrieren sich weiter auf diese Bereiche. Auf das Reformpotenzial in diesen beiden Bereichen wird nachstehend in gesonderten Abschnitten ausführlicher eingegangen (Abschn. 2.4.2 und 2.4.3). Abschließend wird eine Diskussion angeregt, die bei den an der „Basis“ wahrgenommenen Effizienzproblemen ansetzt (Abschn. 2.4.4).

2.4.1.1 Allgemeine Gesichtspunkte

Quantitäts- statt Qualitätsorientierung

183. Feindbild der Deregulierungsdiskussion ist die in unzähligen Publikationen beklagte „Normenflut“. Dass die Komplexität des Umweltrechts – also die hohe Zahl umweltrechtlicher Vorschriften und deren vielfältige Vernetzung – den Beteiligten die Orientierung erschwert und damit auch die Vollziehbarkeit des Ordnungsrechts beeinträchtigt, ist schon in den Siebzigerjahren beklagt worden (s. z. B. STICH, 1977, S. 226 f.). Die Menge der umweltrechtlichen Vorschriften hat seitdem nicht ab-, sondern erheblich zugenommen. Die These, dass das Umweltrecht in Deutschland „überreguliert“ sei, wird denn auch gern mit bloßen Zählungen des Normenbestandes begründet (WAGNER, 1998, S. 4 f.). Auch auf europäischer Ebene wird – nicht nur für den Bereich des Umweltrechts – der Umfang des acquis communautaire, des Rechtsnormenbestandes der Gemeinschaft, als Problem betrachtet. In ihrer kürzlich veröffentlichten Mitteilung zur Vereinfachung und Verbesserung dieses Normenbestandes setzt die Europäische Kommission sich eine Reduktion des Textumfangs um mindestens 25 % bis 2005 zum Ziel (Europäische Kommission, 2001, S. 5). Die bloße Anzahl oder Länge von Vorschriften ist jedoch kein geeigneter Qualitätsindikator.

184. Eine gewisse Komplexität des Umweltrechts ist unvermeidlich. Um dies nur am Problemfeld des Umgangs mit Schadstoffen zu verdeutlichen: Eine Gesellschaft, die in Produktion und Konsum mit über hunderttausend chemischen Stoffen in mehr als einer Million Zubereitungen umgeht, darf nicht hoffen, die daraus resultierenden Risiken mit wenigen Federstrichen des Gesetzgebers bewältigen zu können. Komplexer Regelungsbedarf ergibt sich gerade aus dem Bedürfnis, wirtschaftlichen Interessen und ökologischen Gesichtspunkten auf abgewogene und dementsprechend differenzierte Weise Rechnung zu tragen – beispielsweise durch differenzierte Grenzwerte anstelle pauschaler Erlaubnis- oder Verbotslösungen, durch nach Risikopotenzial der (ab)gelagerten Stoffe abgestufte Anforderungen an die technische Auslegung von Lagern, Deponien usw.

Dies bedeutet selbstverständlich nicht, dass keinerlei Spielräume für Vereinfachungen des geltenden Rechts bestünden. Ein gutes Beispiel dafür, dass Gesetz- und Verordnungsgeber nicht immer Lösungen wählen, die unnötige Kompliziertheiten und unproduktiven Umsetzungsaufwand vermeiden, ist die neue Gewerbeabfallverordnung (Tz. 816 ff.). Bereichsweise wären Vereinfachungen durch eine stärker ergebnisorientierte ordnungsrechtliche Steuerung möglich (LÜBBE-WOLFF, 1996, S. 146 ff.). Bestimmte Kompliziertheiten ordnungsrechtlicher Steuerung können sich auch erübrigen, wenn stattdessen ökonomische Instrumente eingesetzt werden. So müssen z. B. im Ordnungsrecht, um unterschiedlichen Kostenverhältnissen Rechnung zu tragen, Schadstoffgrenzwerte häufig nach Anlagenart differenziert werden (Tz. 195). Solche Differenzierungen erübrigen sich im Falle einer Steuerung durch Abgaben oder handelbare Umweltnutzungsrechte. Allerdings ist eine Ersetzung ordnungsrechtlicher Instrumente durch ökonomische in vielen Fällen nicht mit Effizienzgewinn möglich (näher Tz. 192 ff.). Auch wäre es eine Illusion, zu glauben, dass ökonomische Instrumente per se „einfacher“ gestaltet oder gestaltbar wären. Ein Blick auf den Richtlinienvorschlag der Europäischen Kommission zum Emissionshandel (Tz. 477) – der noch lange nicht alles enthält, was für die Institutionalisierung eines funktionsfähigen Handelssystems erforderlich ist – zeigt, dass auch ökonomische Instrumente auf einen außerordentlich komplexen Rechtsrahmen angewiesen sein können. Die Komplexität dieses Rechtsrahmens kann zudem – nicht anders als bei ordnungsrechtlichen Vorschriften – höher ausfallen als von der Sache her notwendig.

185. Was die Bewertung der Komplexität des Umweltrechts angeht, muss im Übrigen differenziert werden. Anwendungs- und vollzugserschwerende Probleme bereitet die Komplexität des Umweltrechts nicht per se, sondern vor allem insoweit, als daraus Rechtsunsicherheiten entstehen, die eine routinemäßige und rasche Handhabung erschweren (näher LÜBBE-WOLFF, 1996, S. 82 ff.). Zweifellos trägt schon die bloße Menge der regelungsbedürftigen Problemfelder und die damit verbundene Komplexität des Umweltrechts dazu bei, dass – beispielsweise an den Schnittstellen verschiedener Teilgebiete des Umweltrechts – Rechtsunsicherheiten leichter entstehen als in engeren Rechtsgebieten, in denen die Folgen erlassener Regelungen und mögliche Interpretationsprobleme auch für die rechtssetzenden Instanzen leichter überschaubar sind. Dies ist in der Komplexität der regelungsbedürftigen Materie begründet und insofern unvermeidbar. Im Übrigen ist aber nicht die Menge der Normen als solche das Problem. Rechtsunsicherheiten, die allen Beteiligten die Handhabung der geltenden Vorschriften erschweren, entstehen eher aus mangelnder Systematisierung, die mit der föderalen und rechtsgebietlichen Zersplitterung des Umweltrechts zusammenhängt, und aus Regelungslücken, die auftretende Rechtsfragen unbeantwortet lassen. Viele lange und detailreiche Vorschriften des geltenden Umweltrechts werfen dagegen gerade deshalb, weil sie lang und detailreich sind, keinerlei Probleme auf. Die Durchführung von Ausbreitungsberechnungen für Luftschadstoffe, die Zuordnung

wassergefährdender Stoffe zu unterschiedlichen Wassergefährdungsklassen, die Bestimmung der Abdichtungsanforderungen bei Deponien und vieles andere bereitet in der Praxis gerade deshalb meist keine Schwierigkeiten, weil lange und detaillierte Vorschriften die notwendigen Anleitungen geben. Umgekehrt entstehen Unsicherheiten, deren Klärung Aufwand und Verfahrensverzögerungen verursacht, besonders häufig daraus, dass für sehr allgemein gefasste gesetzliche Vorgaben die erforderlichen konkretisierenden Vorschriften fehlen. Gerade Verzögerungen in Genehmigungs- und anderen Zulassungsverfahren sind sehr viel häufiger eine Folge von Normenmangel als eine Folge von Normenfülle. Zusätzliche Vorschriften – beispielsweise Standardisierungen für die richtige Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung oder für den zulässigen Abfallinput bei der industriellen Abfallmitverbrennung – würden hier nicht als zusätzlicher bürokratischer Ballast, sondern im Gegenteil als hilfreiche und verfahrensbeschleunigende Entlastung von dezentralem Konkretisierungs- und Konfliktbearbeitungsaufwand wirken. Umgekehrt können selbstverständlich auch insgesamt eher kurze Gesetze und sonstige Regelwerke noch Überflüssiges oder Straffungsfähiges enthalten. Die reine Quantität der vorhandenen Vorschriften sagt deshalb über die Qualität des umweltrechtlichen Regulierungssystems wenig aus.

186. Aus der Sicht des Umweltrates war daher schon der Leitbegriff der Deregulierungsdiskussion nicht ganz glücklich gewählt. Wenn „Deregulierung“ zum Kernthema und Ziel einer umwelt- und rechtspolitischen Diskussion gemacht wird, entsteht schon aufgrund der Wortwahl leicht der Eindruck, als sei jeder Abbau von Vorschriften zielführend. Vernünftigerweise kann es aber nicht um Vorschriftenabbau als solchen gehen, sondern es kommt darauf an, die Wirtschaft wie überhaupt alle Adressaten des Rechts von regulierungsbedingten Kosten (im weitesten Sinne) zu entlasten, die nicht in einem angemessenen Verhältnis zu dem damit erzielten Nutzen stehen. Ob dies, wo Missverhältnisse feststellbar sind, am ehesten durch Streichung, durch Änderung oder durch Ergänzung bestehender Vorschriften erreichbar ist, kann nur eine nüchterne, anreizorientierte *qualitative* Analyse des konkreten Vorschriftenbestandes und des jeweiligen Sachbereichs zeigen.

„Eigenverantwortungs“-Rhetorik

187. Im Zusammenhang mit ersatzlosen Deregulierungen wird häufig darauf verwiesen, dass damit die Eigenverantwortung privater Akteure gestärkt werde. Dies ist ein hohler Gebrauch des Begriffs „Eigenverantwortung“, den man vermeiden sollte (s. demgegenüber für differenzierte Konzepte der Verantwortungsteilung KOCH et al., 1998, S. 11 ff., sowie die Arbeiten in SCHUPPERT, 1999). Private Verantwortung für den Umweltschutz wird gestärkt, wenn Rahmenbedingungen so gestaltet werden, dass einerseits Freiheitsspielräume bestehen, andererseits aber nach Möglichkeit die Wahl umweltfreundlicher Handlungsweisen günstige und die Wahl weniger umweltfreundlicher Handlungsweisen weniger günstige Konsequenzen für den Handelnden hat. Ökonomische Instrumente können deshalb als besonders geeignete Mechanismen zur Stärkung der Eigenverantwortung gelten, denn sie belassen den Akteuren Handlungsfreiheit bei der Inanspruchnahme von Umweltressourcen, konfrontieren sie aber zugleich mit davon abhängigen Kosten. Die bloße ersatzlose Streichung von Regulierungen mit umweltschützender Funktion erzeugt dagegen keine Verantwortung, sondern begünstigt gerade umgekehrt eine verantwortungslose Inanspruchnahme von Umweltressourcen auf Kosten der Allgemeinheit und auf Kosten derer, die sich weniger rücksichtslos verhalten (LÜBBE-WOLFF, 1999).

Einseitige Wahrnehmung der Wettbewerbsrelevanz umweltrechtlicher Regulierung

188. Zum Standardrepertoire der Deregulierungsdiskussion gehört der Verweis darauf, dass umweltrechtliche Regulierung die Wettbewerbsfähigkeit des Standorts Deutschland schwäche, woraus umgekehrt die Schlussfolgerung gezogen wird, dass Deregulierung die deutsche Position im Standortwettbewerb verbessert. Zweifellos kann, soweit es sich um ineffiziente, also *unnötig* kostenträchtige Vorschriften handelt, die Streichung solcher Vorschriften bzw. ihre Ersetzung durch effizientere gesamtwirtschaftlich nur von Vorteil sein. Die weiter gehende Annahme, dass umweltbezogene Regulierung prinzipiell die Wettbewerbsfähigkeit des jeweiligen Standorts schwächt und Deregulierung dementsprechend *per se* die Wettbewerbsposition der Wirtschaft verbessert, ist dagegen unzutreffend (ALTMAN, 2001, m. w. N.). Sie vernachlässigt die Komplexität der teilweise durchaus positiven Zusammenhänge zwischen Wettbewerbsfähigkeit und Umweltqualität sowie zwischen Wettbewerbsfähigkeit und internationalen Vorreiterpositionen im Umgang mit Umweltproblemen, die über kurz oder lang auch in anderen Staaten bewältigt werden müssen (ausführlich dazu Tz. 46 ff.).

2.4.1.2 Diskreditierung des Ordnungsrechts

189. Als „Ordnungsrecht“ wird die aus der Tradition des Polizeirechts stammende Verhaltenssteuerung durch direkt auf das gewünschte Verhalten gerichtete Rechtsbefehle bezeichnet. Beispielsweise handelt es sich um Ordnungsrecht, wenn umweltpolitisch erwünschte Schadstoffreduktionen in der Abluft oder im Abwasser von Industrieanlagen den Betreibern durch Festsetzung von Grenzwerten vorgeschrieben werden, wenn für Tankanlagen Überfüllsicherungen verlangt werden, oder wenn das Abfallrecht regelt, wie Deponien beschaffen sein müssen, damit dort bestimmte Abfälle abgelagert werden dürfen. Im englischen Sprachgebrauch wird die ordnungsrechtliche Regulierungstechnik als Methode des „command and control“ bezeichnet. Zur terminologischen Abgrenzung von anderen Instrumenten ist dieser häufig auch bei uns übernommene Sprachgebrauch allerdings nur eingeschränkt geeignet, denn mit Befehlen und Kontrollen ihrer Beachtung wird auch bei anderen Instrumenten gearbeitet. So muss beispielsweise das ökonomische Instrument der Umweltabgabe mit Zahlungsbefehlen arbeiten und das Zahlungsverhalten muss kontrolliert werden. Der wesentliche Unterschied der ökonomischen Instrumente zum Ordnungsrecht liegt darin, dass die eingesetzten Befehle sich bei den ökonomischen Instrumenten nicht direkt auf das erwünschte umweltrelevante Verhalten richten.

190. Im Umweltrecht war und ist von der Deregulierungsdiskussion und den gesetzgeberischen Reaktionen da-

rauf vor allem das in diesem Bereich vorherrschende ordnungsrechtliche Instrumentarium betroffen. Unterstützt wurde die Tendenz, das Ordnungsrecht als ausgeufert und deregulierungsbedürftig zu betrachten, durch sozialwissenschaftliche Steuerungstheorien, die den Blick auf Leistungsgrenzen des Ordnungsrechts gelenkt haben (kurzer Überblick bei TAEGER und HEINELT, 2000, S. 15 ff., m. w. N.), vor allem aber durch eine umweltökonomische Kritik, die das Ordnungsrecht in häufig sehr pauschaler Form als „ineffizient" qualifiziert hat (näher LÜBBE-WOLFF, 2001, S. 482, m. w. N.; vgl. auch TRUGER, 2000, S. 43). Gemeint ist damit nicht, dass das Umweltordnungsrecht unwirksam, d. h. ineffektiv, wäre, sondern dass es Umweltschutzeffekte zu überhöhten Kosten produziert. Neuerdings gewinnen allerdings auch in der Umweltökonomie differenziertere Beurteilungen an Boden (z. B. GAWEL, 1991, 1999; MICHAELIS, 1996; HANSJÜRGENS, 2000).

2.4.1.2.1 Kern der umweltökonomischen Kritik am Ordnungsrecht

191. Ineffizienzvorwürfe gegen das Umweltordnungsrecht sind in der Umweltökonomie hauptsächlich am Beispiel der Steuerung von Schadstoffemissionen aus Punktquellen entwickelt worden und stützen sich vor allem auf den Vergleich zwischen ordnungsrechtlichen und marktwirtschaftlichen Instrumenten. Dabei wird modellhaft unterstellt, dass ordnungsrechtliche Emissionsbegrenzungen jedem Betreiber gleiche Emissionsminderungspflichten auferlegen und damit unabhängig von den standort- und anlagenspezifischen Grenzkosten der Emissionsminderung eingreifen. Ökonomische Instrumente wie Abgaben oder handelbare Emissionsrechte zeichnen sich dagegen gerade dadurch aus, dass sie eine über veränderte Emissionspreise vermittelte und daher kostensensible Steuerungswirkung entfalten. Sie führen daher tendenziell zu einer effizienteren Allokation von Problemvermeidungsinvestitionen als das Ordnungsrecht. Dies lässt sich auch modelltheoretisch demonstrieren (z. B. MICHAELIS, 1996, S. 42 ff.). Hinzu kommt, dass ordnungsrechtliche Vorgaben keinen Anreiz für den einzelnen Adressaten beinhalten, über das ordnungsrechtlich einmal festgelegte Anforderungsniveau hinauszugehen, während die Anreizwirkung von Abgaben- und Zertifikatlösungen nicht auf einem bestimmten Niveau automatisch endet. Diese zutreffenden Feststellungen berechtigen aber nicht zu der Feststellung, dass ökonomische Instrumente prinzipiell effizienter sind als ordnungsrechtliche.

2.4.1.2.2 Differenzierungsbedarf

192. Pauschale Ineffizienzvorwürfe gegen das Ordnungsrecht vernachlässigen zunächst die Vielgestaltigkeit des Ordnungsrechts und der Probleme, die es zu bewältigen hat. Das Regulierungsbeispiel der Emissionsminderung bei Punktquellen, an dem üblicherweise die Überlegenheit ökonomischer Instrumente demonstriert wird, ist nicht gleichbedeutend mit „dem" Ordnungsrecht. Zwar sind die Abgaben- und Zertifikatlösungen, die sich hier als im Modell überlegen erweisen, auch über den Bereich der Steuerung von Emissionen aus Punktquellen hinaus anwendbar; als Beispiel sei die Steuerung des Flächenverbrauchs genannt (näher dazu SRU, 2000, Tz. 536 ff.; SRU, 2002). Viele Problemlagen sind für eine Steuerung über Abgaben- oder Zertifikatlösungen, auf deren überlegene Effizienzeigenschaften sich die übliche Kritik am Ordnungsrecht stützt, schon ihrer Natur nach ungeeignet – man denke z. B. an Probleme der Störfallsicherheit, der Langfristsicherheit von Deponien und atomaren Endlagern oder der Regulierung biotechnologischer Risiken. Auch das ökonomische Instrument der Haftung für verursachte Schäden reicht hier zur Problembewältigung nicht aus (näher dazu Abschn. 3.1.2.2.1). Zur Risikoprävention können in vielen Fällen auch so genannte reflexive Instrumente beitragen, die darauf zielen, dass Umweltnutzer bzw. Verursacher von Umweltrisiken sich über die tatsächlichen oder potenziellen Umweltauswirkungen ihres eigenen Verhaltens Rechenschaft ablegen und daraus sinnvolle risiko- und belastungsmindernde Konsequenzen ziehen (SCHMIDT-PREUß, 1997, S. 192 ff.; TEUBNER und WILLKE, 1984). Hierher gehören beispielsweise Verpflichtungen zur Bestellung von Störfall- oder sonstigen Betriebsbeauftragten, zur Benennung von Verantwortlichen für den innerbetrieblichen Umweltschutz, zur Aufstellung von Abfallbilanzen und -konzepten etc. Diese weichen, reflexiven Steuerungsinstrumente sind aber in ihrer Wirksamkeit davon abhängig, dass sie von härteren Verhaltensanreizen flankiert werden (LÜBBE-WOLFF, 2001, S. 491). Sie können deshalb ordnungsrechtliche Maßnahmen zwar unterstützen, aber nicht ersetzen. In vielen Bereichen stehen daher anwendbare und ausreichend steuerungswirksame Alternativen zum Ordnungsrecht gar nicht zur Verfügung. Schon aus diesem Grund können aus der Tatsache, dass unter bestimmten modelltheoretischen Annahmen marktwirtschaftliche Instrumente zu einer effizienteren Allokation von Problemvermeidungsinvestitionen führen als ordnungsrechtliche, keine pauschalen Schlüsse auf die relative Ineffizienz des Ordnungsrechts gezogen werden.

193. Die üblicherweise am Beispiel der Schadstoffemissionen demonstrierten Effizienzvorteile marktwirtschaftlicher Instrumente gegenüber dem Umweltordnungsrecht stehen und fallen außerdem mit der modelltheoretischen Prämisse, dass die Grenzkosten der Schadstoffvermeidung unterschiedlich sind. Nur wenn unterschiedliche Emittenten unterschiedlich hohe Vermeidungskosten haben, macht es für die Höhe der insgesamt entstehenden Vermeidungskosten einen Unterschied, ob ordnungsrechtlich oder mit marktwirtschaftlichen Instrumenten reguliert wird. Je kleiner die Vermeidungskostenunterschiede, desto geringer ist dementsprechend der modelltheoretische Effizienzvorteil der marktwirtschaftlichen Instrumente (MICHAELIS, 1996, S. 48). Wenn, wie es in Deutschland der Fall ist, hohe Standards der Abwasser- und Abluftbehandlung bereits realisiert sind, können weitere Verbesserungen in der Regel nur mit der Installation bestimmter aufwendiger Anlagentechniken oder Verfahrensschritte erzielt werden, bei denen Unterschiede in den Grenzkosten weiterer Vermeidungsschritte keine große Rolle mehr spielen. Damit schwindet auch der Effizienzvorsprung, den marktwirtschaftliche Instrumente im Vergleich zu ordnungsrechtlichen für sich in Anspruch nehmen können.

194. Die üblichen Effizienzvergleiche sind außerdem in ihrer Aussagefähigkeit dadurch beschränkt, dass sie sich nur

auf eine bestimmte Kostenart beziehen, nämlich die auf der Betreiberseite ausgelösten Investitions- und Betriebskosten für Maßnahmen der Schadstoffvermeidung. Mit staatlicher Regulierung sind aber stets auch noch andere Kosten verbunden, die man als Transaktionskosten im weitesten Sinne bezeichnen kann. Marktwirtschaftliche ebenso wie ordnungsrechtliche und andere Instrumente müssen institutionalisiert und angewendet werden. Die damit verbundenen Transaktionskosten werden leicht unterschätzt, sind aber von immenser Bedeutung. Die marktwirtschaftlichen Instrumente, denen gegenüber das Ordnungsrecht im modelltheoretischen Effizienzvergleich schlecht abschneidet, verursachen gerade in der Anwendung auf anlagenbezogene Schadstoffemissionen vergleichsweise hohe Transaktionskosten. Dies beruht unter anderem darauf, dass die Wirksamkeit dieser marktwirtschaftlichen Instrumente eine genauere, nämlich frachtbezogene Ermittlung der Emissionen voraussetzt als das Ordnungsrecht. Bezieht man die vergleichsweise hohen Transaktionskosten in den Effizienzvergleich mit ein, kann sich eine völlig veränderte Effizienzbeurteilung ergeben (MICHAELIS, 1996, S. 47 f.; HANSJÜRGENS, 2000, S. 252, m. w. N.). Nicht zufällig ist das ökonomische Instrument der anlagenbezogenen handelbaren Emissionslizenzen in den USA bislang nur auf wenige, kostengünstig messbare Massenschadstoffe angewendet worden (HANSJÜRGENS, 2001; REHBINDER, 2001; BADER, 2000, S. 56 ff.). Ein Beispiel, an dem die Bedeutung der Transaktionskosten, insbesondere der Mess- und sonstigen Kontrollkosten, augenfällig wird, ist der gesamte Bereich der so genannten diffusen Schadstoffemissionen. Dies sind Emissionen, die nicht gezielt über einen einzelnen, leicht überwachbaren Auslass wie z. B. einen Schornstein oder ein Abwasserrohr abgeführt werden, sondern aus unterschiedlichsten verstreuten Quellen und Ursachen hervorgehen; hierher gehören z. B. Leckagen in Rohren oder Behältern, versehentliche Überfüllungen, Tropf- oder Verdunstungsverluste, Verwehungen und andere bei Lagerung, Transport und Handhabung problematischer Stoffe vorkommende Einträge in die Umwelt. Diffuse Emissionen sind nicht sinnvoll mit ökonomischen Instrumenten und sogar nicht einmal mit ordnungsrechtlichen Emissionsgrenzwerten steuerbar; sie können geradezu dadurch definiert werden, dass ihre quantitative Erfassung entweder nicht möglich oder so aufwendig ist, dass aus Effizienzgründen nur eine technikorientierte ordnungsrechtliche Regulierung, beispielsweise in Gestalt vorgeschriebener Dichtungen, Überfüllsicherungen, Absaugungen, Einhausungen etc., infrage kommt (LÜBBE-WOLFF, 2000a, S. 104 f.).

195. Pauschale umweltökonomische Kritik am Ordnungsrecht geht außerdem regelmäßig von falschen Vorstellungen über das Ordnungsrecht aus. So wird beispielsweise im modelltheoretischen Effizienzvergleich meist unterstellt, dass das Ordnungsrecht mit für alle Emittenten gleichen Standards arbeitet und dementsprechend für unterschiedliche Grenzvermeidungskosten blind ist. Differenzierende Feststellungen, die ausdrücklich darauf hinweisen, dass das reale Ordnungsrecht insoweit keineswegs dem üblichen modelltheoretischen Lehrbuchbeispiel entspricht (zutreffend ENDRES, 1994, S. 122; MICHAELIS, 1996, S. 45), sind seltener anzutreffen. Tatsächlich arbeitet das geltende Ordnungsrecht mit außerordentlich differenzierten, je nach Anlagenarten, -größen, Branchen, Prozessen, eingesetzten Verbrennungs- und sonstigen Produktionstechniken unterschiedlichen Standards. Der Sinn dieser Differenzierungen besteht zum Teil gerade darin, Unterschieden in den jeweiligen Vermeidungskosten Rechnung zu tragen (näher LÜBBE-WOLFF, 2000b).

Unrichtig ist auch die verbreitete Annahme, dass das Ordnungsrecht den Betreibern umweltrelevanter Anlagen regelmäßig ganz bestimmte Techniken der Emissionsvermeidung vorgebe oder jedenfalls die Behörden dazu zwinge, dies zu tun, und damit den Betreibern Möglichkeiten verschließe, gleichwertige Emissionsergebnisse auf kostengünstigerem Wege zu erzielen (näher LÜBBE-WOLFF, 2000a, 2000c, m. w. N.). Verbreitet ist auch die Unterstellung, die übliche ordnungsrechtliche Verpflichtung auf Technikstandards wie den „Stand der Technik“ oder die „allgemein anerkannten Regeln der Technik“ erzwinge die Anwendung von *end-of-the-pipe*-Techniken, während möglicherweise sehr viel effizientere Techniken des produktionsintegrierten Umweltschutzes wie z. B. eine Umstellung auf Produktionsverfahren, bei denen bestimmte Schadstoffe gar nicht erst zum Einsatz kommen, blockiert würden (z. B. GAWEL, 2000a, S. 123; CANSIER, 1996, S. 64). Auch das ist nicht richtig; die Verpflichtung auf eine Emissionsminderung nach dem Stand der Technik zwingt keineswegs dazu, Schadstoffminimierung durch nachgeschaltete Techniken statt durch Änderungen bei der Auswahl der Einsatzstoffe oder andere produktionsintegrierte Maßnahmen zu betreiben; allenfalls kann von einer partiellen Begünstigung die Rede sein (näher LÜBBE-WOLFF, 2000c, S. 9).

196. Auch die verbreitete Annahme, das Ordnungsrecht wirke innovationsfeindlich oder jedenfalls nicht innovationsfördernd, ist in dieser Allgemeinheit nicht richtig (vgl. auch FEESS, 1998, S. 179 ff.); aus der richtigen Prämisse, dass das Ordnungsrecht keinen eigenständigen Übererfüllungsanreiz setzt, zieht sie einen verallgemeinernden Schluss, der durch diese Prämisse nicht gedeckt ist. So können – wie das Beispiel der kalifornischen Gesetzgebung zur Regelung von Kraftfahrzeugemissionen zeigt – ordnungsrechtliche Vorgaben technische Innovationen beispielsweise dadurch auslösen, dass sie für einen in der Zukunft liegenden Zeitpunkt Standards setzen, die über den gegenwärtigen Stand der Technik hinausgehen. Innovationsauslösend kann auch das Interesse wirken, die Kosten der Einhaltung ordnungsrechtlicher Standards zu senken. Wo Schadstoffemissionen ordnungsrechtlich durch Immissionsgrenzwerte oder durch eine Kombination von Emissions- und Immissionsgrenzwerten reglementiert sind, kann sich eine Dynamik, die technische Innovationen hervorbringt, auch daraus ergeben, dass die Immissionssituation eine Zulassung weiterer Emittenten nur noch unter der Voraussetzung zulässt, dass bisher noch nicht gegebene oder noch nicht genutzte technische Möglichkeiten der Emissionsminderung eingesetzt werden. Die pauschale These der fehlenden Innovationsträchtigkeit des Ordnungsrechts wird denn auch durch die empirische Untersuchung verschiedener Anwendungsbereiche nicht bestätigt (näher Tz. 48; s. auch KUNTZE et al., 1999, S. 148 f.; KUNTZE und WALZ, 1999).

197. Pauschale Charakterisierungen des Umweltordnungsrechts als ineffizient sind nach alledem inadäquat. Die in Betracht kommenden Instrumente haben jeweils spezifische Vor- und Nachteile (näher LÜBBE-WOLFF, 2001). Ob für einen bestimmten Einsatzbereich ordnungsrechtliche oder ökonomische Instrumente oder Maßnahmen anderer Art die größten Effizienzvorteile versprechen, kann nur aufgrund einer genauen Analyse der jeweiligen Anreiz- und sonstigen Rahmenbedingungen, einschließlich der Kontroll-, Durchsetzungs- und sonstigen Transaktionskosten, festgestellt werden. In vielen Fällen wird sich ein *policy mix,* der geschickt die Stärken und Schwächen unterschiedlicher Instrumente kombiniert bzw. ausgleicht, als die günstigste Option erweisen (vgl. HANSJÜRGENS, 2000; GAWEL, 1991; zu Rechtsfragen der Abstimmung unterschiedlicher Steuerungsinstrumente HENDLER, 2001). Wenn man alle Arten der politischen Zielverfolgung zu den „Instrumenten" zählt, kann ohnehin nur eine mischinstrumentelle Strategie als zielführend gelten (Tz. 52).

Ökonomische und andere indirekt wirkende Instrumente des Umweltschutzes werden zukünftig in vielen Bereichen an Bedeutung gewinnen müssen. Der Umweltrat empfiehlt in diesem Gutachten für viele Bereiche den Einsatz ökonomischer Instrumente. Die in den vergangenen Jahren vielfach zu beobachtende Tendenz, das Umweltordnungsrecht pauschal als ineffizient oder unmodern-obrigkeitsstaatlich zu diskreditieren, ist aber entschieden zurückzuweisen. Das Ordnungsrecht ist eine unentbehrliche Säule der Erfolge, die Deutschland in den vergangenen drei Jahrzehnten im Umweltschutz erreicht hat, und wird auch in Zukunft unentbehrlich bleiben.

2.4.1.3 Inhaltliche Schwerpunkte: Genehmigungsverfahren und Entlastungen für EMAS-zertifizierte Betriebe

198. Die auf das Umweltrecht bezogenen Deregulierungsforderungen der Wirtschaft haben sich in Deutschland im vergangenen Jahrzehnt auf zwei Bereiche konzentriert: auf die umweltrechtlichen Genehmigungsverfahren im weitesten Sinne und auf Entlastungen („Privilegierungen") für Betriebe bzw. Standorte, die sich am EG-Ökoaudit-System (EMAS) beteiligen. Auch der Sachverständigenrat „Schlanker Staat" (1998) hat seine spezifisch das Umweltrecht betreffenden Deregulierungsüberlegungen auf diese beiden Bereiche konzentriert. Im Zusammenhang mit geforderten Erleichterungen für EMAS-zertifizierte Betriebe wird statt von „Deregulierung" auch von „Substitution" gesprochen, sofern es sich bei den Bestimmungen, in Bezug auf die Erleichterungen gewährt werden sollen, nicht um Gesetzes- oder Verordnungsbestimmungen, sondern um Verwaltungsvorschriften handelt, oder in sonstiger Weise allein die Ebene der Verwaltungspraxis angesprochen ist (KNOPP, 2001, S. 1099, m. w. N.).

Hinsichtlich der Genehmigungsverfahren haben die so genannten Beschleunigungsgesetze der Neunzigerjahre den Forderungen der Wirtschaft in erheblichem Umfang Rechnung getragen. Aus juristischer Sicht sind diese Gesetze überwiegend kritisch kommentiert (SPARWASSER, 2000; ERBGUTH, 1999, jeweils m. w. N.), seitens der Ökonomie dagegen überwiegend positiv beurteilt worden (GAWEL, 2000b; zu den zugrunde liegenden Kommissionsvorschlägen SCHATZ, 1999). Dem Ruf nach ordnungsrechtlichen Entlastungen für EMAS-zertifizierte Betriebe wird ebenfalls zunehmend entsprochen (Tz. 232 ff.).

199. In einem im November 2000 geführten Gespräch des Umweltrates mit Vertretern der Wirtschaftsverbände BDI, VCI und DIHT (seit 1. Juli 2001: DIHK) wurden auf die Frage, wo aus der Sicht der Verbände gegenwärtig Deregulierungsbedarf bestehe, wiederum die beiden erwähnten Bereiche – Genehmigungsverfahren und EMAS-Privilegierung – genannt, die auch in der Vergangenheit bereits im Mittelpunkt der Deregulierungsdiskussion standen. Aus der Sicht des Umweltrates ist es dagegen an der Zeit, die diesbezügliche Deregulierungsdiskussion zu beenden:

- Die in den zurückliegenden Jahren ergriffenen gesetzgeberischen Maßnahmen zur Entlastung der Wirtschaft im Bereich der Vorhabengenehmigungen sollen an dieser Stelle nicht noch einmal dargestellt und bewertet werden. Für die Gegenwart jedenfalls ist festzustellen, dass die Dauer der Genehmigungsverfahren sich im zurückliegenden Jahrzehnt, nicht zuletzt aufgrund wesentlicher Verbesserungen im Verfahrensmanagement, außerordentlich zufrieden stellend entwickelt hat (Tz. 200 ff., 211 f.). Die feststellbaren Restprobleme haben Ursachen, denen nicht mit Deregulierungsmaßnahmen, sondern nur auf andere Weise beizukommen ist (Tz. 214 ff.).
- EMAS-Zertifizierungen sind, wie im Folgenden näher zu begründen sein wird, ein nur in sehr engen Grenzen geeigneter Anknüpfungspunkt für mit dem Ordnungsrecht zusammenhängende Entlastungen. Die notwendigen Beteiligungsanreize für die Wirtschaft müssen primär auf anderen Feldern gesucht werden (Abschn. 2.4.3).

Unabhängig davon sollte es allerdings eine ständige Aufgabe sein, nicht nur beim Erlass umweltrechtlicher Vorschriften zu prüfen, ob der verursachte Aufwand in einem angemessenen Verhältnis zum erwartbaren Nutzen für die Umwelt steht, sondern auch die Erfahrungen mit der praktischen Anwendung erlassener Vorschriften unter diesem Gesichtspunkt im Auge zu behalten (Tz. 237 ff.).

2.4.2 Genehmigungsverfahren

2.4.2.1 Fortschritte bei der Beschleunigung der Genehmigungsverfahren

2.4.2.1.1 Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren

200. Für die Achtzigerjahre war eine zunehmende Dauer der Genehmigungsverfahren festzustellen (DOSE, 1994, S. 91 ff.; STEINBERG et al., 1991, S. 28 ff.). Seit Anfang der Neunzigerjahre hat sich dieser Trend jedoch umgekehrt. Gut überschaubar ist dies insbesondere für die immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren. Über die Dauer dieser Verfahren werden in der Mehrzahl der Bundesländer, die eine Anfrage des Umweltrates nach entsprechenden Daten für den Zeitraum zwischen 1990 und 2000 beantwortet haben, zentrale Statistiken geführt. Diese sind allerdings sehr unterschiedlich strukturiert.

In einigen Bundesländern wird die durchschnittliche Dauer der Genehmigungsverfahren in Monaten oder entsprechend umrechenbaren anderen Zeiteinheiten erfasst. Tabelle 2.4-1 zeigt, dass in diesen Bundesländern seit Anfang der Neunzigerjahre oder seit Beginn der zentralen statistischen Erfassung Mitte der Neunzigerjahre die durchschnittliche Verfahrensdauer beträchtlich – auf Durchschnittswerte zwischen 2,4 und 4,9 Monaten im Jahr 2000 – gesenkt werden konnte. Das einzige Bundesland in dieser Gruppe, für das sich kein ausgeprägter und eindeutiger Abkürzungstrend über das zurückliegende Jahrzehnt feststellen lässt, ist Sachsen. Auch in Sachsen liegt die Verfahrensdauer im heute üblichen Rahmen; sie lag hier aber schon 1991 weit unter dem damaligen Durchschnitt.

In anderen Bundesländern wird anstelle der durchschnittlichen absoluten Verfahrensdauern – oder zusätzlich – der Anteil der Verfahren erfasst, die innerhalb bestimmter Zeitspannen abgeschlossen werden. Dabei werden unterschiedliche Zeitspannen zugrunde gelegt, und teilweise wird nach Neu- und Änderungsgenehmigungen oder nach Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung (förmliche Verfahren für Anlagen nach Spalte 1 der 4. BImSchV) und Verfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung (vereinfachte Verfahren für Anlagen nach Spalte 2 der 4. BImSchV) differenziert. Die zentrale Erfassung der Daten setzte außerdem innerhalb des Zeitraums von 1990 bis 2000, auf den sich die Befragung bezog, in unterschiedlichen Jahren ein. Die in Tabelle 2.4-2 zusammengestellten länderspezifischen Daten sind daher untereinander nur eingeschränkt vergleichbar. In der Tabelle sind für jedes Bundesland aus den Daten, die das betreffende Land für den Befragungszeitraum zur Verfügung stellen konnte, die erste und die letzte Jahresreihe dargestellt – beispielsweise also für Hessen, das die Genehmigungsdaten über den gesamten Befragungszeitraum hinweg erhoben hat, die Daten für 1990 und 2000, für Niedersachsen dagegen, das eine entsprechende zentrale Statistik nur von 1991 bis 1996 geführt hat, die Daten aus diesen beiden Eckjahren. Auch für die in Tabelle 2.4-2 erfassten Bundesländer sind drastische Verkürzungen der Verfahrenszeiträume festzustellen. So wurden beispielsweise in Hessen im Jahr 1990 nur 35 %, im Jahr 2000 dagegen 90 % der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren in einem Zeitraum unter sechs Monaten abgeschlossen.

Tabelle 2.4-1

Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren in fünf Bundesländern mit zentraler Erfassung absoluter Durchschnittswerte in Monaten

Jahr	Berlin	Hamburg	Hessen	Nordrhein-Westfalen	Sachsen		Thüringen
					mit Öffentlichkeits-beteiligung	ohne Öffentlichkeits-beteiligung	
1990	8,8	–	–	–	–	–	–
1991	9,5	–	–	–	3,9	3,9	–
1992	8,8	–	–	–	3,2	4,6	–
1993	9,2	–	–	–	3,9	5,4	–
1994	7,5	–	7,0	–	3,0	1,1	7,8
1995	6,5	–	5,4	6,8	3,2	2,1	8,1
1996	6,7	4,5	3,7	–	3,3	2,4	8,0
1997	5,4	3,4	3,7	4,7	3,0	2,4	8,7
1998	5,1	3,4	2,8	3,9	6,3	3,3	6,7
1999	3,8	2,9	2,8	3,6	4,6	2,2	6,3
2000	2,4	3,7	3,1	–	3,5	4,5	4,9

SRU/UG2002/Tab. 2.4-1

Datenquellen: Schriftliche Auskünfte der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Mai 2001; der Hamburgischen Umweltbehörde, April 2001; des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, April 2001; des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft, Juni 2001; des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Mai 2001; für Nordrhein-Westfalen: MUNLV NRW, 2001, S. 6. Teilweise umgerechnet aus Angaben in Wochen oder Arbeitstagen. Aus den in MUNLV NRW, 2001, S. 6 angegebenen Durchschnittswerten wurden die darin neben den Genehmigungsverfahren mit erfassten „sonstigen Verfahren“ (Zulassung des vorzeitigen Beginns u. a.) herausgerechnet.

Tabelle 2.4-2

Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren in sechs Bundesländern mit zentraler Erfassung nach Zeitspannen

Brandenburg (alle Verfahren)				
	< 3 Monate	3 bis 6 Monate	6 bis 9 Monate	9 Monate
1992	*26 %*	*48 %*	*16 %*	*10 %*
2000	*44 %*	*32 %*	*14 %*	*10 %*
Hessen (alle Verfahren)				
	< 6 Monate	6 bis 12 Monate	> 12 Monate	
1990	*35 %*	*35 %*	*29 %*	
2000	*90 %*	*10 %*	*0,4 %*	
Niedersachsen (alle Verfahren)				
	bis 6 Monate	> 6 bis 9 Monate	> 9 bis 12 Monate	> 12 Monate
1991	*59 %*	*21 %*	*8 %*	*11 %*
1996	*73 %*	*15 %*	*4 %*	*8 %*
Nordrhein-Westfalen (alle Verfahren)				
	max. 3 Monat	> 3 bis 6 Monate	> 6 bis 12 Monate	> 12 bis 24 Monate
1995	*27 %*	*35 %*	*25 %*	*7 %*
2002	*61 %*	*26 %*	*10 %*	*2,5 %*
Rheinland-Pfalz (Neugenehmigungen)				
	bis 3 Monate	3 bis 7 Monate	> 7 Monate	
1994	*18 %*	*15 %*	*67 %*	
2000	*62 %*	*18 %*	*20 %*	
Rheinland-Pfalz (Änderungsgenehmigungen)				
	bis 3 Monate	3 bis 6 Monate	> 6 Monate	
1994	nicht gesondert erfasst	nicht gesondert erfasst	*2,5 %*	
2000	*52 %*	*15 %*	*33 %*	
Saarland[*] (Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung)				
	bis 3 Monate	3 bis 6 Monate	7 bis 8 Monate	> 8 Monate
1990	*16 %*	*45 %*	*13 %*	*26 %*
2000	*68 %*	*32 %*	–	–
Saarland[*] (Verfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung)				
	bis zu 3 Monaten	3 bis 6 Monate	7 bis 8 Monate	> 8 Monate
1996	*26 %*	*50 %*	*13 %*	*11 %*
2000	*40 %*	*32 %*	*16 %*	*12 %*
Schleswig-Holstein (Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung)				
	< 7 Monate	7 bis 12 Monate	> 12 Monate	
1993	*50 %*	*36 %*	*14 %*	
1999	*84 %*	*16 %*	–	
Schleswig-Holstein (Verfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung)				
	< 3 Monate	3 bis 6 Monate	6 bis 12 Monate	> 12 Monate
1993	*15 %*	*27 %*	*35 %*	*24 %*
1999	*36 %*	*50 %*	*13 %*	*3 %*
				SRU/UG2002/Tab. 2.4-2

* In der saarländischen Statistik für die Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung – im Saarland beim Umweltministerium angesiedelt – sind seit 1996 die Anzeigeverfahren mit enthalten; die Angaben für das Jahr 2000 beziehen sich daher hier auf Genehmigungs- und Anzeigeverfahren. In den aufgeführten saarländischen Daten sind nicht enthalten die beim Landesamt für Umweltschutz geführten Genehmigungsverfahren für Abfallbeseitigungs- und -verwertungsanlagen und die in der Zuständigkeit des Oberbergamts geführten Verfahren. Daten für diese Verfahren wurden zur Verfügung gestellt, sind aber nicht nach Verfahren mit und Verfahren ohne Öffentlichkeitsbeteiligung differenziert und konnten daher nicht auf übersichtliche Weise in die Tabelle integriert werden. Die Tabellendaten erfassen aber den weitaus größten Teil der im Saarland geführten Verfahren.

Datenquellen: Schriftliche Auskünfte der Brandenburgischen Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, April 2001; des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, April 2001; des niedersächsischen Umweltministeriums, April 2001; des Rheinland-Pfälzischen Ministeriums für Umwelt und Forsten, Juli 2001; des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, April 2001; des Saarländischen Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten, Juni 2001; für Nordrhein-Westfalen: MUNLV NRW, 2001, S. 7. Von hundert abweichende Prozentpunktsummen in einer Jahresreihe sind, außer für Nordrhein-Westfalen, rundungsbedingt. Für Nordrhein-Westfalen werden wegen der Abgeschlossenheit der zuletzt angegebenen Zeitspanne keine vollen hundert Prozent erreicht.

Die aus den Bundesländern Baden-Württemberg und Bremen zur Verfügung gestellten Daten konnten nicht in Tabelle 2.4-2 aufgenommen werden, weil sie unvergleichbar strukturiert bzw. zu rudimentär waren. Die baden-württembergischen Daten (schriftliche Auskunft des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, April 2001) decken den Zeitraum von 1994 bis 1997 ab und erfassen die Einhaltung selbst gesetzter Regelfristen von 12 (vereinfachte Verfahren) bzw. 27 Wochen (förmliche Verfahren) nach Abschluss der Eingangsprüfung, die ihrerseits innerhalb von drei bzw. in komplexen Fällen sechs Wochen abgeschlossen sein soll. 1997 wurden die Regelfristen in 63 % bzw. 59 % der Fälle eingehalten und in weiteren 16 % bzw. 11 % der Fälle um maximal drei Wochen überschritten. Auch hier lagen die Daten 1997 bereits wesentlich günstiger als 1994. Das Land Bremen – Senator für Bau und Umwelt – stellte die Jahresberichte der Gewerbeaufsichtsämter Bremen und Bremerhaven für 1998 und 1999 zur Verfügung. In Bremerhaven wurden danach 1999 nur zwei Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz durchgeführt, von denen eines weniger als drei und das andere mehr als sieben Monate dauerte. In der Stadt Bremen wurden von 51 Verfahren 61 % in weniger als drei Monaten, weitere 35 % in weniger als sieben Monaten und 4 %, d. h. zwei Verfahren, in einem Zeitraum von mehr als sieben Monaten abgeschlossen (Prozentzahlen jeweils gerundet).

201. Schon während der Hoch-Zeit der Klagen über die Dauer der umweltrechtlichen Genehmigungsverfahren in Deutschland wurde die Vermutung geäußert, dass diese Klagen weniger durch die übliche Dauer der Verfahren als vielmehr durch gelegentlich vorkommende einzelne Verfahren von spektakulärer Dauer bestimmt waren (STEINBERG et al., 1991, S. 45). Die vorliegenden Daten deuten darauf hin, dass auch die Anzahl und Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren von ungewöhnlicher Länge seitdem deutlich abgenommen hat. In allen Bundesländern, deren Statistik die immissionsschutzrechtlichen Verfahren mit einer Dauer von mehr als zwölf Monaten gesondert erfasst oder eine entsprechende Berechnung zulässt, hat sich der Anteil der Verfahren, die in diese Rubrik fallen, im zurückliegenden Jahrzehnt deutlich, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß, verringert: in Hessen von 29 % (1990) auf 0,4 % (2000), in Niedersachsen von 11 % (1991) auf 8 % (1996), in Nordrhein-Westfalen von 13 % (1995) auf 3 % (2000) und in Schleswig-Holstein zwischen 1993 und 1999 von 14 % auf 0 % bei den förmlichen und von 24 % auf 3 % bei den vereinfachten Verfahren (Tabelle 2.4-2). Von den Bundesländern, die die Dauer der Genehmigungsverfahren in Durchschnittswerten der absoluten Verfahrensdauer festhalten (Tabelle 2.4-1), hat Berlin begrüßenswerterweise auch die Verfahrensdauer „in Extremfällen“ erfasst. „Extremfälle“ traten hier in den Jahren 1992 und 1994 mit Verfahrensabschlüssen nach 69 bzw. 65,5 Monaten und in den Jahren 1995, 1996 und 1997 mit Verfahrensabschlüssen nach 27, 24 und wieder 27 Monaten auf. Während zunächst maximale Verfahrensdauern von über fünf Jahren zu verzeichnen waren, lag also im dritten Viertel der Neunzigerjahre das Maximum – jeweils in einem einzigen Fall – bei zwei bzw. zweieinviertel Jahren. Danach sind Extremfälle nicht mehr verzeichnet und derartige Verfahrensdauern nach Auskunft der zuständigen Senatsverwaltung auch nicht mehr vorgekommen.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass sich die Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren im zurückliegenden Jahrzehnt stark verkürzt hat (zu den verbleibenden Optimierungsspielräumen Abschn. 2.4.2.2).

2.4.2.1.2 Wasserrechtliche Zulassungsverfahren

202. Einen der wesentlichen Anstöße für die Beschleunigungsdiskussion und die nachfolgende Beschleunigungsgesetzgebung gab 1988 eine Umfrage des Deutschen Industrie- und Handelstages zur Dauer der Genehmigungsverfahren. Dieser Umfrage zufolge traten exorbitante Verfahrensdauern – mit Extremwerten von mehr als sieben Jahren für einzelne Verfahren bei Mittelwerten von 2 bis 3 Jahren – vor allem bei den wasserrechtlichen Zulassungsverfahren auf (DIHT, 1988, S. 5).

Welche Veränderungen sich seitdem ergeben haben, ist für die wasserrechtlichen Zulassungsverfahren weniger leicht feststellbar als für die immissionsschutzrechtlichen, da für diesen Bereich in den Ländern seltener zentrale Statistiken geführt wurden und werden. Dies ist umso mehr zu bedauern, als eine landesweite Dokumentation und Publikation von Verfahrensdauern im Sinne eines *benchmarking* auch einen eigenständigen Anreiz für weitere Optimierungsbemühungen der Behörden schaffen könnte. Da eine einigermaßen vollständige Erhebung schon nach dem Ergebnis von Voranfragen aussichtslos schien, wurde von einer systematischen Befragung abgesehen. Einzelne dem Umweltrat zur Verfügung gestellte Datenbestände sowie mündliche Auskünfte aus einigen Länderministerien lassen jedoch erkennen, dass auch hinsichtlich der Dauer der wasserrechtlichen Zulassungsverfahren deutliche Fortschritte erzielt wurden. Nach der in Baden-Württemberg von 1994 bis 1997 geführten Statistik zur Verfahrensbeschleunigung wurden 1994 dort 61 % der wasserrechtlichen Zulassungsverfahren innerhalb der in Baden-Württemberg durch Verwaltungsvorschrift vorgesehenen Regelfristen bearbeitet; in weiteren 12 % der Fälle betrug die Fristüberschreitung maximal drei Wochen. Schon drei Jahre später, 1997, lagen die betreffenden Anteile mit 70 % Regelfristeinhaltungen und 14 % maximal dreiwöchigen Überschreitungen deutlich günstiger. Bei den ohne Öffentlichkeitsbeteiligung durchgeführten Genehmigungsverfahren für kommunale und industrielle Abwasseranlagen wurde die vorgesehene Regelfrist von 35 Wochen 1994 in 49 %, 1997 dagegen schon in 67 % der Fälle eingehalten; zusätzlich verbesserte sich der Anteil der Verfahren, die immerhin mit einer Fristüberschreitung von nicht mehr als drei Wochen abgeschlossen werden konnten, zwischen diesen Eckjahren von 9 % auf 17 %. (Genehmigungsverfahren für Industrielle Abwasseranlagen, die einer Öffentlichkeitsbeteiligung bedurft hätten, fielen in beiden Jahren offenbar nicht an.)

203. Nach wie vor sind im Wasserrecht Verfahrensdauern, die über denen der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren liegen, nicht unüblich. Die Bedeutung dieser Feststellung relativiert sich allerdings dadurch, dass die Zulassung des vorzeitigen Beginns (§ 9a WHG) in der wasserrechtlichen Praxis eine erheblich größere Rolle spielt als im Immissionsschutzrecht. Der Zeitbedarf für wasserrechtliche Zulassungen hängt unter anderem damit zusammen, dass sich die wasserwirtschaftlich relevanten Auswirkungen vieler Vorhaben – beispielsweise die Auswirkungen einer Grundwasserentnahme auf den Grundwasserspiegel oder die qualitative Beeinflussung des Abwassers durch bestimmte Behandlungsmaßnahmen – erst in der praktischen Ausübung genau ermitteln und optimieren lassen. Gewässerbenutzungen werden daher häufig zunächst vorläufig im Wege der Gestattung des vorzeitigen Beginns zugelassen, um aus weiterer Beobachtung die notwendigen Erkenntnisse für die Ausgestaltung der definitiven Zulassung gewinnen zu können. Die längere Dauer vieler Zulassungsverfahren ist insoweit nicht gleichbedeutend mit einem entsprechenden Aufschub der betreffenden wirtschaftlichen Tätigkeiten.

2.4.2.1.3 Ursachen der erzielten Beschleunigungserfolge

Abnahme der Anzahl der Genehmigungsverfahren

204. Einer der Gründe für die beschleunigte Abwicklung der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren dürfte in der seit Mitte der Neunzigerjahre deutlich verringerten Anzahl der Verfahren liegen. Die nachfolgende Tabelle 2.4-3 zeigt die zahlenmäßige Entwicklung der jährlich abgeschlossenen immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren für diejenigen Bundesländer, die dazu für den Befragungszeitraum 1990 bis 2000 vollständige Angaben über eine größere Anzahl von Jahren bis in die Gegenwart gemacht haben. Für die aus dieser Tabelle ersichtliche Verringerung der Verfahrensanzahl sind unter anderem Rechtsänderungen im Zuge der Beschleunigungsgesetzgebung ursächlich – insbesondere die 1996 erfolgte partielle Ersetzung von Genehmigungserfordernissen durch bloße Anzeigepflichten und die Herausnahme von Anlagen aus der Genehmigungsbedürftigkeit durch entsprechende Änderungen der 4. Bundes-Immissionsschutzverordnung (BImSchV). Daneben spielen auch konjunkturelle Schwankungen und Strukturänderungen der Wirtschaft in den einzelnen Bundesländern eine Rolle (s. MUNLV NRW, 2001, S. 4).

Tabelle 2.4-3

Anzahl der Genehmigungsverfahren in einzelnen Bundesländern (mit Genehmigungsbescheid abgeschlossene Verfahren)

Jahr	Berlin	Brandenburg	Hamburg	Hessen	Nordrhein-Westfalen	Sachsen	Schleswig-Holstein	Thüringen
1990	98	–	–	–	1 801	–	–	–
1991	92	–	162	–	1 806	206	–	–
1992	101	317	142	–	1 641	384	–	–
1993	115	391	178	–	1 605	404	362	–
1994	116	363	194	435	1 482	396	258	257
1995	105	414	150	410	1 358	545	254	226
1996	98	441	166	461	1 234	462	269	218
1997	70	405	117	307	1 205	367	180	206
1998	53	262	108	257	1 149	291	175	172
1999	49	214	114	245	1 086	249	145	176
2000	36	197	99	230	1 003	310	–	153

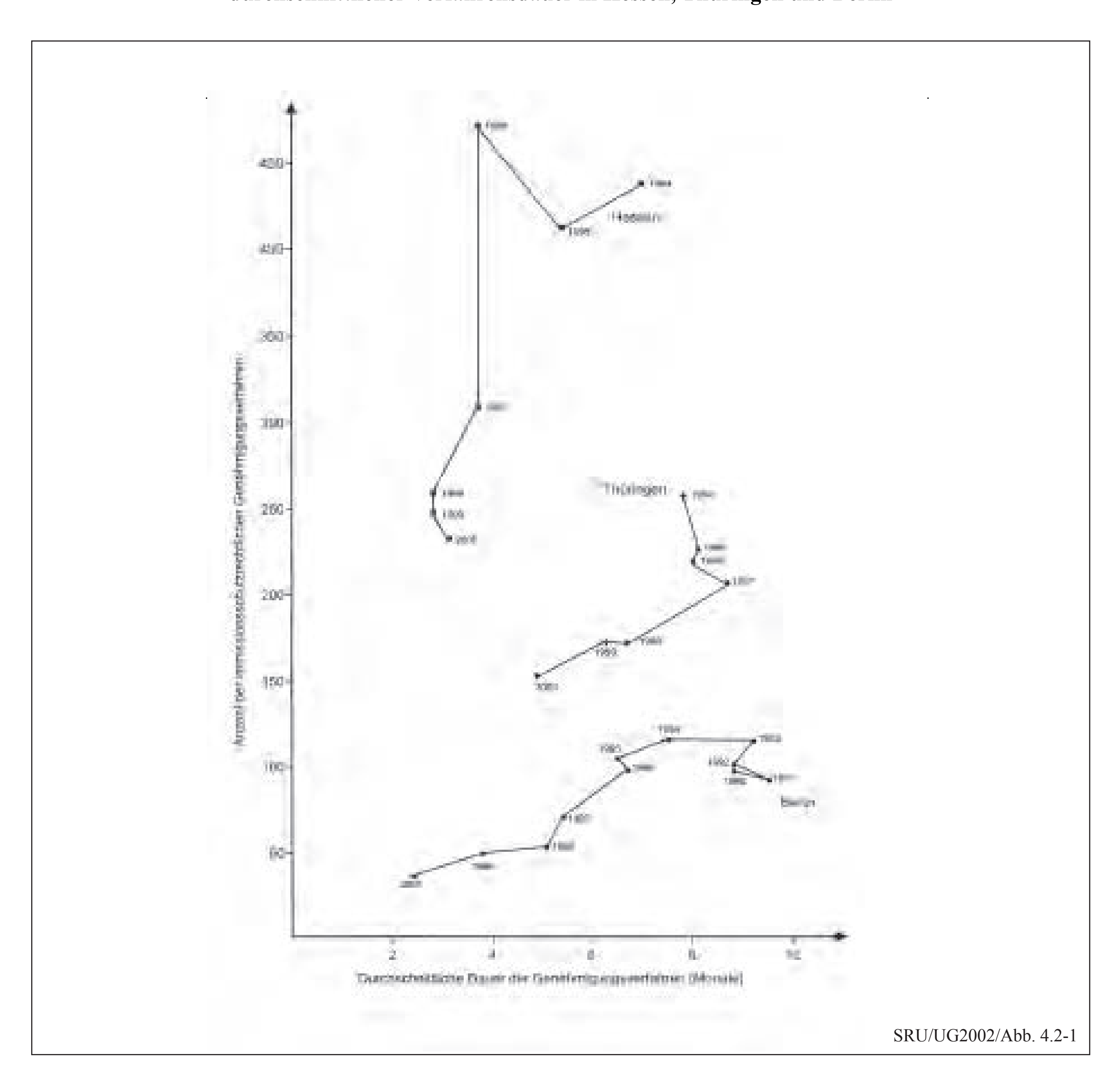
SRU/UG2002/Tab. 2.4-3

Datenquellen: Schriftliche Auskünfte der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Mai 2001; der Brandenburgischen Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, April 2001; der Hamburgischen Umweltbehörde, April 2001; des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, April 2001; des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft, Juni 2001; des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, April 2001; des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Mai 2001; für Nordrhein-Westfalen: MUNLV NRW, 2001, S. 4..

Entlastungen durch die gesunkene Anzahl an zu bearbeitenden Genehmigungsverfahren sind – unter sonst unveränderten Bedingungen – gleichbedeutend mit einer Steigerung der personellen Ressourcen, die in die zügige Bearbeitung der verbleibenden Verfahren – einschließlich verfahrensbeschleunigender intensiverer Betreuung der Antragsteller durch Beratung, Antragskonferenzen etc. – investiert werden können. Allerdings sind die sonstigen Arbeitsbedingungen für die Behörden im Befragungszeitraum auch sonst nicht unverändert geblieben. Der Entlastungseffekt der verringerten Verfahrensanzahl wurde teilweise durch Personalabbau kompensiert. Auch die intensive Beschäftigung der Verwaltungen mit sich selbst im Zuge der Verwaltungsmodernisierung hat in den zurückliegenden zehn Jahren in vielen Behörden zumindest phasenweise viel Arbeitszeit konsumiert. Der Vergleich der in Tabelle 2.4-3 aufgeführten Verfahrenszahlen mit den Angaben zur durchschnittlichen Verfahrensdauer in Tabelle 2.4-1 macht im Übrigen deutlich, dass die Entwicklung der Verfahrensanzahl und die Entwicklung der Verfahrensdauer nicht immer und überall parallel verliefen. Am Beispiel der Bundesländer, für die die oben wiedergegeben Daten eine einfache grafische Aufbereitung erlauben, ist dies in Abbildung 2.4-1 noch einmal verdeutlicht.

Abbildung 2.4-1

Immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren – Entwicklung von Verfahrensanzahl und durchschnittlicher Verfahrensdauer in Hessen, Thüringen und Berlin



SRU/UG2002/Abb. 4.2-1

205. Im Zuge der Beschleunigungsgesetzgebung ist durch verschiedene Änderungen des Verfahrensrechts generell und insbesondere bei den immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren auch der Anteil der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung am Gesamtbestand der Verfahren deutlich zurückgefahren worden (Tz. 132 f.). Die Vermutung liegt nahe, dass neben dem Rückgang der Verfahrensanzahl insgesamt auch der relative Rückgang der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung einen deutlichen Beitrag zur insgesamt erzielten Verfahrensbeschleunigung geleistet hat. Diese Vermutung erweist sich aber bei näherer Betrachtung als nicht tragfähig. Die vorliegenden Daten zur Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren zeigen, dass zwischen Öffentlichkeitsbeteiligung und Verfahrensdauer kein systematischer Zusammenhang besteht (vgl. die für einige Bundesländer nach Öffentlichkeitsbeteiligung differenzierten Angaben in Tabelle 2.4-1 und Tabelle 2.4-2; näher Tz. 132). Soweit ein positiver Zusammenhang überhaupt nachweisbar ist, zeigt sich bei genauerer Analyse, dass nicht die Öffentlichkeitsbeteiligung als solche die Verfahrensdauer entscheidend beeinflusst, sondern die in Verfahren mit Öffentlichkeit regelmäßig gegebene größere Komplexität der betreffenden Anlagen (näher Tz. 134).

Verlagerung von Arbeitsprioritäten zugunsten der Genehmigungsverfahren

206. Der politische Druck und die rechtlichen Vorgaben zur Beschleunigung von Genehmigungsverfahren – insbesondere gesetzliche (§ 10 Abs. 6a BImSchG) und durch Verwaltungsvorschriften vorgegebene Regelfristen für die Bearbeitung von Genehmigungsverfahren – haben die zuständigen Behörden genötigt, ihre Arbeitsprioritäten dementsprechend zu setzen. Deshalb muss vermutet werden, dass die von laufenden Genehmigungsverfahren unabhängige behördliche Überwachungstätigkeit tendenziell reduziert wurde. Diese Vermutung liegt insbesondere für diejenigen Behörden nahe, in denen der Einsatz eines bestimmten Anteils der vorhandenen personellen Ressourcen für Überwachungsaufgaben nicht durch organisatorisch getrennte Genehmigungs- und Überwachungsabteilungen gesichert war und ist.

Es ist ein offenes Geheimnis, dass bei vielen staatlichen und kommunalen Behörden eine von laufenden Genehmigungsverfahren unabhängige Überwachung der umweltrelevanten Anlagen und Tätigkeiten bei weitem nicht in dem gesetzlich und durch Verwaltungsvorschriften gebotenen Umfang stattfindet. Die so genannte Regelüberwachung, d. h. die nicht durch besondere Anlässe wie Störfälle und Nachbarschaftsbeschwerden ausgelöste Routinekontrolle, die eigentlich in nach Bedeutung der Anlagen abgestuften Intervallen stattfinden sollte, ist vielerorts auf ein Minimum oder sogar bis auf null heruntergefahren worden. Im Einzelnen sind die Verhältnisse allerdings von Land zu Land, von Behörde zu Behörde und von Sachgebiet zu Sachgebiet unterschiedlich (s. z. B. die Befragungsergebnisse bei KOCH et al., 1998, S. 296 ff.). Im Bereich des Gewässerschutzes beispielsweise ist eine vergleichsweise günstige Überwachungssituation bei den direkten kommunalen und industriellen Abwassereinleitungen durch die Bedeutung der Überwachungsergebnisse für die Erhebung der Abwasserabgabe gesichert. Auch bei den gewerblichen und industriellen Indirekteinleitungen kann wegen der Relevanz für die Funktionsfähigkeit der kommunalen Abwasseranlagen von einer vergleichsweise entwickelten Routineüberwachung, sei es durch die unteren Wasserbehörden oder durch die Gemeinden, die die öffentlichen Abwasseranlagen betreiben, ausgegangen werden. In anderen Bereichen ist die Überwachungslage oft sehr viel ungünstiger. Die Bereitwilligkeit, mit der einzelne Bundesländer EMAS-zertifizierte Standorte durch Verwaltungsvorschrift von abfall- und immissionsschutzrechtlichen Regel-Betriebsprüfungen weitgehend freigestellt haben (LÜBBE-WOLFF, 1998; näher dazu Abschn. 2.4.3), mag unter anderem damit zusammenhängen, dass man dies als bloße Formalisierung eines faktisch ohnehin bestehenden Zustandes für unbedenklich hielt. Dass gerade im Überwachungsbereich schon seit langem erhebliche Vollzugsdefizite bestehen, ist vielfach belegt (KOCH et al., 1998, S. 197 ff.; LÜBBE-WOLFF, 1996, S. 4, m. w. N.). Der Zusammenhang zwischen Beschleunigung der Genehmigungsverfahren und Überwachungsdichte ist dagegen bislang, soweit ersichtlich, nicht näher erforscht. Der im vergangenen Jahrzehnt durch Rechtsänderungen und verschärfte Erwartungshaltungen erhöhte Druck zugunsten prioritärer Bearbeitung von Genehmigungsverfahren und die in Fachkreisen bekannte verbreitete Verschlechterung der Überwachungssituation im vergangenen Jahrzehnt sprechen jedoch dafür, dass die Beschleunigung der Genehmigungsverfahren zumindest teilweise um den Preis einer reduzierten Wahrnehmung anderweitiger Vollzugsaufgaben erreicht wurde.

Durch Rechtsänderungen eröffnete Beschleunigungsmöglichkeiten

207. Zur Verringerung der durchschnittlichen Dauer von Genehmigungsverfahren haben nach dem Ergebnis einer empirischen Untersuchung, die auf detaillierter Analyse einer relativ kleinen Anzahl unterschiedlicher zulassungsrelevanter Verfahren beruht (RAUSCHER et al., 2001), auch einige der im Zuge der Beschleunigungsgesetzgebung neu eröffnete Verfahrensmöglichkeiten einen deutlichen Beitrag geleistet.

Eine für die Antragsteller besonders relevante Verfahrensvariante wurde 1996 mit der Möglichkeit eröffnet, in bestimmten Fällen anstelle eines Genehmigungsverfahrens ein bloßes Anzeigeverfahren durchzuführen (§ 15 BImSchG). Da diese Option, wenn sie genutzt wird, zum Wegfall des Genehmigungsverfahrens führt, schlägt sie sich trotz ihrer erheblichen investitionsbeschleunigenden Wirkung in Statistiken, die ausschließlich die Dauer der Genehmigungsverfahren erfassen, nicht nieder. Die Erfahrungen der Beteiligten mit diesem Beschleunigungsinstrument sind nach den Ergebnissen der erwähnten Untersuchung überwiegend positiv. Anfängliche Schwierigkeiten, die vor allem die Abgrenzung zwischen genehmigungsbedürftigen und nur anzeigepflichtigen

Vorhaben betrafen, scheinen inzwischen weitgehend überwunden (RAUSCHER et al., 2001, S. 151 ff.). Bedenken wurden seitens der Behörden allerdings dagegen angemeldet, dass bei Auseinanderfallen der Zuständigkeiten für Genehmigungs- und Anzeigeverfahren nach mehreren nur anzeigepflichtigen Änderungen bei der Genehmigungsbehörde der Überblick über den Anlagenzustand verloren gegangen sein und dadurch die weitere Betreuung erschwert sein kann (RAUSCHER et al., 2001, S. 152). Aus der Sicht des Umweltrates spricht dieses Bedenken allerdings, soweit man ihm Gewicht beimessen will, nicht gegen das Instrument der Anzeige, sondern gegen das Auseinanderfallen von genehmigungs- und überwachungsbehördlichen Zuständigkeiten, das auch eine effektive und effiziente Wahrnehmung der Überwachungsaufgaben erschwert (LÜBBE-WOLFF, 1996, S. 66 f.).

208. Als wirksam investitionsbeschleunigend werden auch die erweiterten Möglichkeiten der Zulassung des vorzeitigen Beginns (§§ 8a BImSchG, 9a WHG) eingeschätzt. Die Möglichkeit, den Beginn der Errichtung einer Anlage oder die Benutzung eines Gewässers unter Vorläufigkeitsvorbehalt schon vor einer zu erwartenden positiven Genehmigungsentscheidung zu gestatten, wurde in mehr als einem Drittel der von RAUSCHER et al. untersuchten Fällen genutzt. Über Anträge auf Zulassung des vorzeitigen Beginns wurde in der Regel nach ein bis zwei Monaten, in Einzelfällen sogar erst nach bis zu drei Monaten entschieden, weil Stellungnahmen der zu beteiligenden Behörden und in förmlichen Verfahren üblicherweise darüber hinaus auch der Ablauf der Einwendungsfrist abgewartet werden (RAUSCHER et al., 2001, S. 154 ff.; zur Frage der hier bestehenden Beschleunigungsmöglichkeit noch unter Tz. 214 ff. Trotzdem ergibt sich, verglichen mit dem Fall des Errichtungs- oder Benutzungsbeginns erst nach abschließender Genehmigungserteilung, in der Regel ein deutlicher zeitlicher Vorteil.

209. Die ebenfalls beschleunigungshalber eingeführte Möglichkeit, zuzulassen, dass einzelne für die Beurteilung der Genehmigungsfähigkeit der Anlage nicht unbedingt früher benötigte Antragsunterlagen bis zum Beginn der Errichtung oder der Inbetriebnahme nachgereicht werden (§ 7 Abs. 1 Satz 5 der 9. BImSchV), wird relativ häufig genutzt – von den Fällen, die im Rahmen der genannten Untersuchung analysiert wurden, etwa in jedem dritten –, wobei allerdings der verfahrensbeschleunigende Effekt als nicht sehr hoch eingeschätzt wurde (RAUSCHER et al., 2001, S. 140, 150).

210. Wenig effektiv sind offenbar die Regelungen zur so genannten Behördenpräklusion, mit denen Verzögerungen im Rahmen der Verfahrensbeteiligung anderer Behörden vermieden werden sollten. Äußert sich eine Behörde, deren Stellungnahme im Genehmigungsverfahren einzuholen ist – im immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren beispielsweise eine zu beteiligende Bau- oder Wasserbehörde – nicht innerhalb der vorgegebenen Fristen, ist nach diesen Regelungen davon auszugehen, dass sie keine Stellungnahme abgeben will; verspätet eingehende Stellungnahmen sind nur noch mit Einschränkungen zu berücksichtigen (für das immissionsschutzrechtliche Verfahren: §§ 11 Satz 3 und 20 Abs. 1 Satz 3 der 9. BImSchV). Die damit nicht nur fakultativ eröffnete Möglichkeit, die Genehmigungsentscheidung unabhängig von einer Stellungnahme anderer, fachlich zuständiger Behörden zu treffen, wird in der Praxis nicht genutzt, weil die Genehmigungsbehörden sich scheuen, durch die fachlich zuständigen Behörden nicht abgesicherte und daher möglicherweise inhaltlich falsche Entscheidungen zu treffen (RAUSCHER et al., 2001, S. 148 f.). Die Autoren der Untersuchung, in der dies festgestellt wurde, empfehlen daher, die bestehenden Präklusionsregeln zu streichen (RAUSCHER et al., 2001, S. 183). Aus der Sicht des Umweltrates empfiehlt es sich stattdessen, die Präklusionsregeln im Sinne einer fakultativen Nichtberücksichtigung verspäteter Stellungnahmen zu ändern (zur Verfassungskonformität derartiger Präklusionsregeln SIEGEL, 2001, S. 210 ff.). Den federführenden Behörden wird damit die Möglichkeit eröffnet, trotz nicht fristgerecht eingegangener Stellungnahme einer Beteiligungsbehörde zu entscheiden, wenn sie der Überzeugung ist, auch ohne diese Stellungnahme eine rechtskonforme Entscheidung treffen zu können. Damit bleibt auch ein gewisser von der drohenden Nichtberücksichtigung ausgehender Druck auf die Beteiligungsbehörden bzw. die Möglichkeit für die Genehmigungsbehörde, entsprechenden Druck auszuüben, erhalten. Zugleich entfällt aber die rechtsstaatlich bedenkliche Verpflichtung der Genehmigungsbehörde, von den Präklusionsregeln auch dann Gebrauch zu machen, wenn sie sich ohne die noch ausstehende Stellungnahme einer Beteiligungsbehörde zu einer gesichert rechtmäßigen Entscheidung nicht in der Lage sieht.

Verbesserungen im Verfahrensmanagement und Organisationsänderungen

211. Eine wichtige Ursache der erzielten Beschleunigungserfolge sind Verbesserungen im behördlichen Verfahrensmanagement. Dazu gehören Maßnahmen, die auf die Vermeidung von Verzögerungen durch unzureichende Qualität der Anträge zielen, wie auch Maßnahmen zur Optimierung der inner- und zwischenbehördlichen Abläufe: verbesserte Vorantragsberatung, in komplexeren Fällen vorbereitende Antragskonferenzen unter Beteiligung der relevanten Fachbehörden, einheitliche und inhaltlich verbesserte Antragsformulare, Versendung der Verfahrensakten an die zu beteiligenden Stellen im Sternverfahren statt nacheinander, und Bestimmung behördeninterner Verfahrenskoordinatoren mit Controllingfunktionen. Einige dieser Vorgehensweisen wurden im Zuge der Beschleunigungsgesetzgebung auch rechtsverbindlich vorgeschrieben (s. für das immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren §§ 2 Abs. 2, 11 Satz 2 der 9. BImSchV). Die von den Behörden Mitte der 90er-Jahre überwiegend bereits eingeführten Praktiken wurden damit verrechtlicht. Die zentrale Bedeutung des Verfahrensmanagements für die Dauer der Genehmigungsverfahren illustriert z. B: der drastische Rückgang der durchschnittlichen Verfahrens-

dauern in Hessen nach Einführung des hessischen Formularerlasses 1991 (HENRICH, 1994, S. 74).

212. Dass für die Dauer der Genehmigungsverfahren auch die Behördenorganisation eine wesentliche Rolle spielt, ist seit langem bekannt. Je zersplitterter die Zuständigkeiten und je größer dementsprechend der Bedarf an Koordination zwischen unterschiedlichen Behörden im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens, desto schlechter sind die Aussichten für einen zügigen Verfahrensablauf (s. auch RAUSCHER et al., 2001, S. 167 f.). Dementsprechend haben sich auch Organisationsreformen wie z. B. die in einigen Bundesländern erreichte stärkere Bündelung umweltrelevanter Zuständigkeiten in Staatlichen Umweltämtern nach Ablauf einer Umstellungsperiode günstig auf die Dauer der Genehmigungsverfahren ausgewirkt. Für Nordrhein-Westfalen beispielsweise ist dies an der Entwicklung der durchschnittlichen Dauer der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren in der zweiten Hälfte der 90er-Jahre deutlich erkennbar (Tabelle 2.4-1). Während im Jahr 1996, in der Hochphase der Umstellungsprobleme, die die 1994 beschlossene Reorganisation der staatlichen Umweltverwaltung mit sich brachte, aufgrund von Softwareumstellungen auch die Führung der Statistik einbrach, sank nach erfolgter innerer Konsolidierung der neu geschaffenen Staatlichen Umweltämter die durchschnittliche Verfahrensdauer 1997 besonders deutlich ab (vgl. auch MUNLV NRW, 2001, S. 7).

2.4.2.1.4 Erwartete Wirkungen des Artikelgesetzes

213. Von den hinsichtlich der Dauer immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren befragten Länderministerien (Tz. 200 ff.) erwarteten einige eine deutliche Verlängerung der Genehmigungszeiten durch das Artikelgesetz (Kapitel 3.1.3). Diese Erwartung wurde allerdings vorwiegend auf eine Übergangszeit bezogen. Dem entspricht die Einschätzung des Umweltrates.

Zunächst ist zu berücksichtigen, dass das Artikelgesetz nicht nur neue UVP-Pflichtigkeiten begründet, sondern bei einzelnen Vorhabenarten auch bisher bestehende UVP-Erfordernisse beseitigt hat. Gewisse Dauerwirkungen aufgrund der per Saldo erhöhten Anzahl der UVP-pflichtigen Vorhaben und der neu eingeführten Vorprüfungserfordernisse sind nicht auszuschließen, werden sich aber voraussichtlich in engen Grenzen halten. Da wesentliche Elemente des UVP-Verfahrens parallel zu ohnehin erforderlichen anderen Verfahrensschritten abgewickelt werden können, ist eine mit Augenmaß umgesetzte UVP-Pflichtigkeit nicht zwangsläufig mit erheblichen Verfahrensverzögerungen verbunden. Der Zeitbedarf für die erforderlichen Vorprüfungen wird, sobald hier Routinen ausgebildet sind, ebenfalls nicht sehr groß sein. Eine gewisse zusätzliche Inanspruchnahme behördlicher Arbeitskapazitäten, die durch geeignete personalwirtschaftliche Maßnahmen ausgeglichen werden muss, wenn sie keine Verzögerungen zur Folge haben soll, ist allerdings unbestreitbar.

Deutlich werden allerdings voraussichtlich die *temporär* ungünstigen Auswirkungen der Umstellung auf das neue Recht ausfallen. Jede grundsätzlichere Änderung der Rechtsgrundlagen verursacht zusätzlichen Klärungs-, Lern- und Abstimmungsbedarf für alle Beteiligten. Vor allem die Bewältigung der unweigerlich auftretenden neuen Auslegungsprobleme und daraus resultierender Meinungsverschiedenheiten kostet Zeit. Da das Artikelgesetz im Wesentlichen auf europarechtlich bedingten Anpassungserfordernissen beruht, waren die zu erwartenden Umstellungsprobleme aber weitgehend unvermeidbar.

2.4.2.2 Verbleibende Verzögerungsfaktoren und Möglichkeiten der Abhilfe

214. Trotz der erheblichen bereits erzielten Beschleunigungserfolge gibt es noch Verbesserungsreserven. Die wichtigsten Quellen für unangemessene Verzögerungen, die ohne funktionelle Einbußen abgestellt werden könnten, liegen in unvollständigen Antragsunterlagen, erheblichen Verspätungen bei den Stellungnahmen der zu beteiligenden Behörden und vermeidbaren Rechtsunsicherheiten (s. auch RAUSCHER et al., 2001, S. 148 ff., 160 ff., 165 ff.).

2.4.2.2.1 Verzögerte Stellungnahmen der zu beteiligenden Behörden

215. Schon in den frühen Neunzigerjahren wurden die häufig stark verspäteten Stellungnahmen der zu beteiligenden Behörden als einer der wichtigsten Verzögerungsfaktoren in umweltrechtlichen Genehmigungsverfahren identifiziert (STEINBERG et al., 1995, S. 65 f.; DOSE 1994, S. 95 ff.; HIRSCHLER, 1994, S. 59; m. w. N.). Eine Analyse des Ablaufs von 125 vereinfachten immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren aus insgesamt drei baden-württembergischen und niedersächsischen Behörden im Zeitraum zwischen Anfang 1994 und Mitte 1996 ergab durchschnittliche Beteiligungsdauern von 3,9, 4,4 und 6,2 Monaten (BREUNUNG, 2000, S. 183; z. T. gerundet). Zwischenzeitlich wurden Fristsetzungen und Präklusionsregelungen eingeführt. Für die Stellungnahme der Beteiligungsbehörden im immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren gilt eine Monatsfrist (§ 11 Satz 1 der 9. BImSchV; zur vorgesehenen Präklusion nach Ablauf dieser Frist Tz. 210). Neuere Daten zeigen, dass die Stellungnahmeverfahren trotzdem noch immer einen wesentlichen Verzögerungsfaktor darstellen. Die in Baden-Württemberg einige Jahre lang geführte sehr differenzierte Verfahrensstatistik, die dem Umweltrat vom zuständigen Ministerium zur Verfügung gestellt wurde, weist noch für 1997, das letzte Erfassungsjahr, einen außerordentlich hohen Anteil von Fristüberschreitungen seitens der Fachbehörden auf: je nach Verfahrensart zwischen 67 % und 100 %, bei den immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren sogar zwischen 80 % und 100 %. In den von RAUSCHER et al. analysierten Verfahren lagen die Stellungnahmen der beteiligten Behörden nach durchschnittlich elf Wochen vor; im

günstigsten Fall nach drei Wochen und im ungünstigsten nach 19 Monaten. Besondere Probleme bereiteten die Stellungnahmen der für Bau- und Planungsrecht, Brandschutz und Arbeitsschutz zuständigen Stellen und die Stellungnahmen der Unteren Wasserbehörden (RAUSCHER et al., 2001, S. 147 f.).

216. Mitverantwortlich für die in dieser Untersuchung festgestellten Defizite waren teilweise antiquierte Formen der Beförderung von Antragsunterlagen wie z. B. einmal wöchentlich stattfindende Transporte durch behördeneigene Boten. Um Postwege von im ungünstigsten Fall bis zu 14 Tagen abzukürzen, wurde in einigen der untersuchten Fälle die Verteilung der Antragsunterlagen an die Beteiligungsbehörden von den Antragstellern selbst übernommen. Dass es „aufgrund finanzieller und organisatorischer Restriktionen“ den Genehmigungsbehörden häufig nicht möglich sei, „eingegangene Antragsunterlagen umgehend an jede einzelne Fachbehörde weiterzuleiten“ (RAUSCHER et al., 2001, S. 147) kann für derartige Zustände eine Erklärung, aber keine Entschuldigung sein. Es gefährdet die Legitimationsgrundlagen des Staates und begünstigt Privatisierungsforderungen auch für Bereiche, die dafür an sich nicht geeignet sind, wenn teure staatliche Verwaltungen punktuell nicht in der Lage sind, einfachsten und vergleichsweise billig realisierbaren Effizienzforderungen Rechnung zu tragen. Für vermeintlich unwichtige Verwaltungsprobleme dieser Art ist mehr politische Aufmerksamkeit erforderlich.

217. Die bestehenden Präklusionsvorschriften haben sich als nur eingeschränkt wirksam erwiesen, hier Verbesserungen herbeizuführen (Tz. 210). Erwägenswert ist allerdings der Vorschlag, eine Behördenpräklusion auch für das Verfahren der Zulassung des vorzeitigen Beginns vorzusehen, da diese Zulassung nur vorläufigen Charakter hat und eine von fachbehördlicher Beurteilung unabhängige Entscheidung daher eher vertretbar erscheint (vgl. RAUSCHER et al., 2001, S. 177, 179). Dabei sollte die oben dargestellte modifizierte Präklusionsregelung vorgesehen werden. Schleswig-Holstein hat zur Beschleunigung der Stellungnahmen die beteiligten Behörden und Stellen durch Erlass verpflichtet, Stellungnahmen in immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren vorrangig zu bearbeiten (Verwaltungsvorschrift zur Beschleunigung von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren, Gemeinsamer Erlass des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten und des Innenministeriums des Landes Schleswig-Holstein, vom 7. August 1996). Diese generelle Priorisierung der immissionsschutzrechtlichen Stellungnahmeverfahren ginge, wenn sie konsequent befolgt würde, zulasten derjenigen – beispielsweise bau- und wasserrechtlichen – Verfahren, die von den beteiligten Behörden selbst federführend betrieben werden. Grundsätzlich ist eine koordinierte Wahrnehmung der Steuerungs- und Aufsichtsmöglichkeiten der Umwelt- und Innenressorts auf Länderebene aber zweifellos sinnvoll. Ein Anreiz zu beschleunigter Bearbeitung der Stellungnahmeverfahren – zumindest ein Anreiz für die einzelnen Beteiligungsbehörden, nicht als Schlusslicht der Verfahrensstatistik aufzufallen, – würde auch von einer systematischen Erfassung und Publikation der Verfahrensdaten ausgehen. Um Vergleiche zu vereinfachen und um Irritationen zwischen den Behörden zu vermeiden, müsste eine solche Erfassung im Wege des Ministerialerlasses verbindlich gemacht werden und auch die Dokumentation zentral erfolgen. Auch eine verbesserte Antragsvorberatung, die insbesondere von vornherein hinreichend detailliert auch den Informationsbedarf der zu beteiligenden Fachbehörden berücksichtigt, könnte noch Beschleunigungspotenziale erschließen (s. auch Tz. 222 ff.). Häufig beruhen nämlich Verspätungen bei den Stellungnahmen der beteiligten Behörden darauf, dass im Rahmen der Beteiligung noch Defizite hinsichtlich der Antragsunterlagen festgestellt und entsprechende Nachforderungen notwendig werden.

2.4.2.2.2 Beteiligung der Standortgemeinden

218. Abgesehen davon, dass zu beteiligende Fachbehörden auf der kommunalen Ebene angesiedelt sein können, sind die Gemeinden, in deren Gebiet ein genehmigungsbedürftiges Vorhaben geplant ist, auch in ihrer Eigenschaft als Träger der durch das Vorhaben potenziell berührten gemeindlichen Planungshoheit zu beteiligen. In der Vergangenheit wurde wiederholt festgestellt, dass speziell auch mit der Einholung dieser kommunalen Stellungnahmen oft hoher Zeitverzehr verbunden ist (HARDER, 1987, S. 24 ff.; HIRSCHLER, 1994, S. 59). Obwohl seitdem das Verfahrensmanagement auch in den Kommunen unter anderem durch die Einrichtung von Koordinationsstellen verbessert worden ist, treten hier nach wie vor Probleme auf. Verzögerungen bei den kommunalen Stellungnahmen ergeben sich vor allem dann, wenn die Kommunalverwaltungen die Gremien der kommunalen Volksvertretung – Rat, zuständige Ausschüsse oder Bezirksvertretungen – beteiligen. Eine solche Gremienbeteiligung ist allerdings rechtlich nicht unabdingbar geboten. Auch wenn man annimmt, dass es sich bei der gemeindlichen Stellungnahme zumindest fallweise – etwa wenn zugleich das gemeindliche Einvernehmen nach § 36 BauGB erteilt werden muss, oder in den wichtigeren Fällen dieser Art – nicht um ein Geschäft der laufenden Verwaltung handelt, können die innerhalb der Gemeindeverwaltung im engeren Sinne zuständigen Stellen vom Gemeinderat ermächtigt werden, ohne Rückkopplung mit den Vertretungsgremien tätig zu werden. Die Abgabe der gemeindlichen Stellungnahme lässt sich daher im Prinzip durch Verzicht auf eine vorherige Beteiligung politischer Gremien beschleunigen.

219. Über die diesbezügliche Praxis hat sich der Umweltrat durch eine telefonische Umfrage bei jeweils drei Gemeinden in den 13 Flächenländern, also in allen Bundesländern mit Ausnahme der Stadtstaaten, informiert. Einbezogen wurden jeweils eine kreisfreie Stadt (Hauptstadt des jeweiligen Bundeslandes) und zwei kreisangehörige Städte. Das Ergebnis der Befragung ist in Tabelle 2.4-4 dargestellt.

Tabelle 2.4-4

Beteiligung politischer Gremien an der Entscheidung über die gemeindliche Stellungnahme im BImSchG-Genehmigungsverfahren in 39 befragten Gemeinden

	Kreisfreie Städte (Anzahl von 13 befragten)	Kreisangehörige Städte (Anzahl von 26 befragten)
Keine Beteiligung	7	9
Beteiligung nur bei Einvernehmens-erfordernis nach § 36 BauGB	1	4
Beteiligung bei besonders bedeutsamen Vorhaben	5	11
Beteiligung in allen Genehmigungs-verfahren	–	2

SRU/UG2002/Tab. 2.4-4

Datenquelle: Auf Basis einer Telefonumfrage SRU, März/April 2001

Das Befragungsergebnis zeigt eine sehr unterschiedliche Praxis, wobei in den meisten Fällen auch die innerhalb ein- und desselben Bundeslandes befragten Gemeinden unterschiedliche Vorgehensweisen angaben. Bei denjenigen Gemeinden, die die Vertretungsgremien (nur) bei besonders bedeutsamen Vorhaben an der Entscheidung über die gemeindliche Stellungnahme beteiligen, variiert die zugrunde gelegte Einschätzung der Bedeutsamkeit. In einigen der befragten Kommunen wird dieses Kriterium eng ausgelegt, sodass es nur in sehr seltenen Fällen zur Einschaltung politischer Gremien kommt. Andere gehen von einer weniger engen oder sogar von einer sehr weiten Auslegung aus, beziehen beispielsweise alle auf der Ebene der Bezirksregierung angesiedelten Verfahren oder sogar alle nach § 36 BauGB einvernehmenspflichtigen Vorhaben und alle arbeitsplatzrelevanten Vorhaben ein, und bringen dementsprechend häufiger Vorgänge in den zuständigen Ausschuss oder sogar in den Gemeinderat.

220. Aus der Sicht des Umweltrates liegen in der innerkommunalen Praxis noch Beschleunigungsreserven. Die Beteiligung politischer Entscheidungsgremien der Kommune in allen BImSchG-Stellungnahmeverfahren ist evident unsachgerecht. Sie wird offenbar auch nur noch in wenigen Kommunen praktiziert. Hinsichtlich der Gremienbeteiligung in Fällen von besonderer Bedeutung oder in Fällen des Einvernehmenserfordernisses nach § 36 BauGB ist darauf hinzuweisen, dass im immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren auch bei Vorhaben, die im Hinblick auf entstehende Emissionen, davon abhängige Arbeitsplätze oder aus anderen Gründen als politisch bedeutsam angesehen werden, nicht nach politischen Kriterien, sondern anhand der gesetzlichen Genehmigungsvoraussetzungen zu entscheiden ist. Die Beteiligung der Gemeinden im immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren hat auch nicht den Sinn, den Gemeinden allgemeine Möglichkeiten der Stellungnahme zu eröffnen, sondern dient ausschließlich der Abfrage der planungsrechtlich relevanten Gesichtspunkte. In einigen der Fälle des § 36 BauGB spielen dabei Ermessenselemente eine Rolle (GROß, 1999, S. 563 ff.). Welche planungsrechtlich relevanten Gesichtspunkte von der Gemeinde in das immissionsschutzrechtliche Verfahren einzuspeisen sind, ist aber in den weitaus meisten Fällen – überwiegend auch bei Einschlägigkeit des § 36 BauGB – eine reine Frage der Verwaltungsroutine. Gute Gründe sprechen daher für eine grundlegende Änderung des § 36 BauGB, der in seiner gegenwärtigen Fassung den Gemeinden inhaltliche Mitwirkungsmöglichkeiten vorspiegelt, die tatsächlich gar nicht gegeben sind (GROß, 1999).

221. Unabhängig davon ist den Gemeinden anzuraten, bei ihren Stellungnahmen von der häufig praktizierten Entscheidungsbeteiligung der kommunalen Vertretungsgremien generell zu einer rein informatorischen Beteiligung überzugehen, soweit nicht ausnahmsweise – bei Vorhaben, die baurechtliche Ausnahmen und Befreiungen erfordern oder ein laufendes Bebauungsplanverfahren vor Aufstellungsbeschluss betreffen (§§ 31, 33 Abs. 2 BauGB) – tatsächlich die gemeindliche Planungshoheit berührt ist. Eine informatorische Beteiligung wird in den Gemeinden, die die Gremien prinzipiell nicht entscheidend beteiligen, auch häufig praktiziert. Die Vertretungsgremien bleiben auf diese Weise auf dem Laufenden und werden in die Lage versetzt, politische Verantwortlichkeiten in den betreffenden Angelegenheiten geltend zu machen, ohne dass aber vor Abgabe der Stellungnahme eine Gremienentscheidung herbeigeführt werden muss und die Stellungnahme sich dadurch verzögert. Bei Genehmigungsverfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung bleibt es dabei der Gemeinde wie auch den einzelnen Mitgliedern ihrer Vertretungsgremien unbenommen, im Rahmen der Öffentlichkeitsbeteiligung als Teil der interessierten Öffentlichkeit nach § 10 Abs. 3 BImSchG Stellung zu nehmen.

2.4.2.2.3 Unvollständige Antragsunterlagen

Praxis und Problemlage

222. Die Erfassung der Genehmigungsverfahren in den Ländern ist seit längerem ganz überwiegend auf Daten ausgerichtet, die Aufschluss über die Einhaltung der gesetzlich und/oder durch Verwaltungsvorschriften vorgegebenen Bearbeitungsfristen geben. Da diese Fristen erst bei Vollständigkeit der Unterlagen zu laufen beginnen, beziehen sich die Länderstatistiken zur Dauer der Genehmigungsverfahren überwiegend nur auf die Dauer der Verfahren ab Vollständigkeit der Antragsunterlagen. In den so strukturierten Daten ist der Zeitverzehr durch Unvollständigkeit von Antragsunterlagen nicht erfasst. Dies betrifft auch die oben wiedergegebenen Daten zur Dauer der Genehmigungsverfahren (Tabelle 2.4-1 und 2.4-2). In einigen Ländern wird allerdings der Zeitbedarf für die Vervollständigung eingereichter Antragsunterlagen bzw. die Dauer der Verfahren ab Antragseinreichung gesondert erfasst (Tz. 223). Unabhängig von der Frage, ob und wie

Verzögerungen durch unvollständige Unterlagen sich in der Genehmigungsstatistik niederschlagen, sind sie jedenfalls für das Ziel der Verfahrensbeschleunigung, nämlich die beschleunigte Umsetzbarkeit von Investitionsplanungen, von Bedeutung.

Empirische Untersuchungen und Praxisberichte haben schon vor Jahren deutlich gemacht, dass unvollständige Antragsunterlagen eine der wichtigsten, wenn nicht die wichtigste Quelle vermeidbarer Verzögerungen für die behördliche Bearbeitung von Genehmigungsanträgen sind (HARDERS, 1987, S. 21; HILL und WEBER, 1996, S. 245). Nach einer vom baden-württembergischen Umweltministerium durchgeführten Analyse von 39 als repräsentativ angesehenen immissionsschutzrechtlichen Verfahren dauerten die Verfahren vom Zeitpunkt des Antragseingangs an durchschnittlich neun Monate, vom Zeitpunkt der Vollständigkeit der Antragsunterlagen an dagegen nur noch weniger als fünf Monate (DOSE, 1994, S. 95 f.). Die Vervollständigung der Antragsunterlagen dauerte hier also im Durchschnitt beinahe so lange wie das gesamte weitere Verfahren. Ein verglichen mit anderen Untersuchungen und Schätzungen günstigeres Bild ergab die Untersuchung von 125 in den frühen und mittleren 90er-Jahren durchgeführten vereinfachten immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren. Bei den drei in die Untersuchung einbezogenen baden-württembergischen und niedersächsischen Behörden betrug die durchschnittliche Verfahrensdauer damals 6,0, 7,3 und 5,4 Monate, wenn vom Zeitpunkt der Vollständigkeit der Antragsunterlagen an gerechnet wurde, dagegen 6,6, 8,0 und 6,5 Monate, wenn vom Zeitpunkt des Antragseingangs aus gerechnet wurde (BREUNUNG, 2000, Tabellen S. 155, 160; gerundet). Zwischen Antragseingang und Antragsvollständigkeit lagen hier also nur durchschnittlich 0,6 bzw. 0,7 bzw. 1,1 Monate, d. h. ca. ein Fünftel bis ein Sechstel des Zeitraums, der anschließend für das weitere Verfahren ab Vollständigkeit benötigt wurde. Zu einer Nachforderung von Unterlagen kam es in 32,8 %, 16,3 % bzw. 37,5 % der Fälle (BREUNUNG, 2000, S. 58).

223. Aufgrund der verfügbaren Daten aus jüngerer Zeit ist festzustellen, dass Verzögerungen durch Unvollständigkeit von Antragsunterlagen trotz zwischenzeitlich erzielter Verbesserungen noch immer eine erhebliche Rolle spielen (RAUSCHER et al., 2001, S. 140, 160; LÜBBE-WOLFF, 2000c, S. 44 f.). Von den Länderministerien, die der Umweltrat um Auskünfte zur Verfahrensdauer ersucht hat (Tz. 200), haben einige zu diesem Punkt Angaben gemacht. Das zuständige sächsische Ministerium teilte mit, dass sich im Vergleich zu den oben (Tabelle 2.4-1) angegebenen, ab Antragsvollständigkeit gerechneten Verfahrenszeiträumen die Bearbeitungsdauer um durchschnittlich zwölf Wochen verlängert, wenn nicht ab Antragsvollständigkeit, sondern ab Antragseingang gezählt wird. Drei Länder haben nach Jahrgängen differenzierte Informationen übermittelt. Aus der folgenden Tabelle 2.4-5 ist ersichtlich, wie sich der durchschnittliche Zeitbedarf für die Vervollständigung von Antragsunterlagen in den immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren in den betreffenden Ländern entwickelt hat. Zum Vergleich ist auch noch einmal die ab Vollständigkeit der Antragsunterlagen gerechnete durchschnittliche Dauer der Genehmigungsverfahren aufgeführt.

Tabelle 2.4-5

Durchschnittlicher Zeitbedarf für die Vervollständigung von Antragsunterlagen und anschließende Antragsbearbeitung bei Genehmigungen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz in Monaten

Jahr	Hessen		Nordrhein-Westfalen		Thüringen	
	Verfahrensdauer		Verfahrensdauer		Verfahrensdauer	
	Antragseingang bis Vollständigkeit	Vollständigkeit bis Abschluss	Antragseingang bis Vollständigkeit	Vollständigkeit bis Abschluss	Antragseingang bis Vollständigkeit	Vollständigkeit bis Abschluss
1994	8,0	7,0	–	–	5,0	7,8
1995	6,0	5,4	–	6,8	3,6	8,1
1996	5,3	3,7	–	-	2,8	8,0
1997	5,4	3,7	2,3	4,7	2,8	8.7
1998	5,0	2,8	2,0	3,9	2,5	6,7
1999	5,0	2,8	2,4	3,6	3,5	6,3
2000	4,5	3,1	–	–	1,7	4,9

SRU/UG2002/Tab. 2.4-5

Datenquellen: Schriftliche Auskünfte des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, April 2001; des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Mai 2001; des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, April 2001, sowie MURL NRW, 2000; teilweise umgerechnet aus Angaben in Wochen oder Arbeitstagen.

In dem jeweils zuletzt erfassten Jahr lag danach in den verglichenen drei Bundesländern der Zeitbedarf für die Vervollständigung der Antragsunterlagen bei zwischen ca. einem Drittel (Thüringen) und ca. dem Eineinhalbfachen (Hessen) der Dauer des anschließenden eigentlichen Verfahrens der Antragsbearbeitung. Auf die Frage, ob die Beschleunigungserfolge, die die Statistik der ab Antragsvollständigkeit berechneten Verfahrensdauern aufweist (Tz. 200), vielleicht teilweise durch Problemverschiebung in die statistisch weniger durchgängig erfasste und der Öffentlichkeit weniger bekannt gemachte Phase der Antragsvervollständigung erzielt worden sind, geben die Daten der Tabelle 2.4-5 deutliche Antwort: Eine solche bloße Problemverschiebung – etwa durch systematisches Nachfordern von Unterlagen allein zu dem Zweck, den bei Antragsvollständigkeit einsetzenden Lauf der Verfahrensfristen hinauszuschieben – hat offensichtlich nicht stattgefunden. In keinem der drei Länder ist ein deutlicher Anstieg des durchschnittlichen Zeitbedarfs für die Antragsvervollständigung zu verzeichnen; in zweien sind im Gegenteil auch für diese Verfahrensphase erhebliche Beschleunigungserfolge festzustellen. In allen drei Ländern ist allerdings der Zeitverzehr durch Vervollständigungsbedarf im Lauf der Jahre weniger stark gesunken als die Dauer der Bearbeitung der vollständigen Anträge. Auffällig ist auch, dass sich der Zeitverzehr durch die Vervollständigungsphase von Land zu Land sehr viel ausgeprägter unterscheidet als die Zeitbedarfe für das Verfahren ab Antragsvollständigkeit.

Von Land zu Land sehr unterschiedlich hat sich nach Informationen, die dem Umweltrat aus zwei Bundesländern übermittelt wurden, auch der zahlenmäßige Anteil der Verfahren entwickelt, in denen überhaupt Unterlagen nachgefordert werden müssen. Nach Auskunft des zuständigen baden-württembergischen Ministeriums konnte, nachdem ursprünglich nur in rund einem Drittel der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren von vornherein vollständige Anträge eingereicht wurden, vor allem durch intensivere Vorantragsberatung der Anteil der sogleich vollständigen Anträge inzwischen auf 70 % gesteigert werden. In Hessen nahm dagegen umgekehrt der Anteil der unvollständig eingereichten Anträge von 1994 (56 %) bis 2000 (82 %) kontinuierlich zu, wobei erstaunlicherweise im selben Zeitraum die durchschnittliche Dauer der Vervollständigungsphase nichtsdestoweniger fast halbiert werden konnte (Tabelle 2.4-5).

224. Für die Vollständigkeit der eingereichten Unterlagen zu sorgen, ist in erster Linie Sache der Antragsteller. Primär in deren Verantwortungsbereich fallen daher auch die in diesem Bereich auftretenden Verzögerungen. Allerdings ist es Sache der Behörden, dafür zu sorgen, dass die Antragsteller bzw. deren Beauftragte rechtzeitig erfahren oder jedenfalls in Erfahrung bringen können, welche Anforderungen hinsichtlich der Antragsunterlagen gestellt werden. Bereits erreichte Verbesserungen hinsichtlich der Vollständigkeit eingereichter Antragsunterlagen beruhen teilweise auf behördlicherseits ergriffenen Maßnahmen wie intensivierter Vorberatung (Tz. 223) und Bereitstellung geeigneter Formularsätze, teilweise aber auch auf verbesserter Kooperation seitens der Antragsteller. Nach Aussage des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt sind Antragsteller in den zurückliegenden Jahren vermehrt dazu übergegangen, mit der Erstellung von Antragsunterlagen Ingenieurbüros zu beauftragen; die so erstellten Unterlagen seien in der Regel vollständig und würden in den wenigen Ausnahmefällen in der Regel schnell ergänzt (schriftliche Mitteilung, Mai 2001). Auch wenn hinsichtlich der Einschaltung fachkundiger Entwurfsverfasser in den neuen Bundesländern zunächst ein besonders hoher Nachholbedarf bestanden haben mag, dürfte diese Aussage auf die anderen Bundesländer verallgemeinerbar sein.

In der Praxis findet eine Vorantragsberatung heute in den weitaus meisten Fällen statt (LÜBBE-WOLFF, 2000c, S. 43; s. auch RAUSCHER et al., 2001, S. 142). Dies gilt auch für die weniger komplexen, im vereinfachten Verfahren zu genehmigenden Vorhaben (BREUNUNG, 2000, S. 45). Da die wichtigste Funktion der Vorantragsberatungen gerade darin besteht, für die Einreichung vollständiger, bearbeitungsfähiger Anträge zu sorgen, stellt sich die Frage, weshalb dennoch nach wie vor ein so erheblicher Anteil der Anträge unvollständig eingereicht wird und welche Maßnahmen dementsprechend geeignet sein könnten, hier weitere Verbesserungen herbeizuführen. Vermutungen aufgrund der Sach- und Rechtslage und teilweise auch konkretere Indizien sprechen dafür, dass von Fall zu Fall unterschiedliche – im Folgenden dargestellte – Faktoren eine Rolle spielen.

Absichtliche Antragseinreichung vor Vollständigkeit

225. Seitdem den Behörden die Möglichkeit eröffnet ist, die Nachreichung einzelner für die Genehmigungsprüfung nicht von vornherein unentbehrlicher Antragsunterlagen zuzulassen (Tz. 209), kann es sinnvoll sein und gehört zum regulären Verfahrensablauf, Anträge insoweit unvollständig einzureichen. Soweit die anfängliche Unvollständigkeit nur solche nachreichbaren Unterlagen betrifft, resultiert daraus keine Verzögerung, sondern im Gegenteil Zeitgewinn. Verzögerungen können in diesem Zusammenhang allerdings entstehen, wenn keine Klarheit in Bezug auf die Frage besteht, welche Arten von Antragsunterlagen nachreichungsfähig sind oder sein können und welche nicht. Diesbezügliche Irrtümer sollten daher möglichst durch frühzeitige Information im Rahmen von Antragsvorberatungen und/oder durch Merkblätter bzw. Formularhinweise ausgeschlossen werden.

Überforderung der Antragsteller insbesondere bei kleinen und mittleren Unternehmen

226. Während Großunternehmen mit großem Anlagenbestand und häufig anfallenden Genehmigungsverfahren meist über spezialisiertes und qualifiziertes Personal verfügen, das in der Lage ist, einwandfreie Genehmigungsanträge selbst zu erstellen, sind kleine und mittlere Betriebe mit dieser Aufgabe häufig überfordert (HIRSCHLER, 1994, S. 57 f.; HILL und WEBER, 1996, S. 245). Dem kann kaum durch weitere Verbesserungen des behördlichen Beratungsangebots abgeholfen werden. Behördliche Beratung ist zeitaufwendig. Intensivierungen

gehen zwangsläufig auf Kosten des Arbeitszeitbudgets, das für die Bearbeitung eingereichter Anträge zur Verfügung steht. Hilfe bei der Antragstellung ist im Übrigen eine Leistung, die in vollkommen zufrieden stellender Qualität von beauftragten Privaten wahrgenommen werden kann und wird. Probleme, wie sie bei einer Wahrnehmung von Überwachungsaufgaben durch Private auftreten können (Tz. 95), stellen sich hier nicht, da die erstellten Anträge von Behörden geprüft werden. Aus ordnungspolitischen Gründen sollten die Arbeitskapazitäten der Behörden nicht für Aufgaben in Anspruch genommen werden, die ebenso gut von Privaten erledigt werden können, sondern für diejenigen Aufgaben im Genehmigungsverfahren zur Verfügung stehen, die sich nicht sinnvoll auf Private übertragen lassen. Dies kommt auch der beschleunigten Erledigung dieser genuin hoheitlichen Aufgaben zugute. Für das Problem der oft unzureichenden Verfügbarkeit fachkundigen Personals aufseiten der Antragsteller ist daher nicht das Einspringen der Behörden, sondern die Einschaltung fachkundiger Ingenieurbüros durch den Antragsteller die richtige Lösung. Die Einschaltung fachkundiger Antragsverfasser führt in der Praxis regelmäßig dazu, dass Anträge in der erforderlichen Qualität eingereicht und die Verfahren beschleunigt werden (Tz. 224; ebenso die Fallanalysen bei RAUSCHER et al., 2001, S. 60 ff.).

Da vor allem kleine und mittlere Betriebe den Fachkundebedarf für die Erstellung umweltrechtlicher Genehmigungsanträge oft unterschätzen und damit nicht nur die Genehmigungsverfahren für ihre Anlagen in die Länge ziehen, sondern auch den Behörden vermeidbare Zusatzarbeit aufbürden, sollte erwogen werden, auch für die Einreichung umweltrechtlicher Genehmigungsanträge ein Qualifikationserfordernis (Vorlageberechtigung) zu schaffen. Dabei müssten die Voraussetzungen der Vorlageberechtigung so gefasst sein, dass sie auch von entsprechend qualifiziertem Personal des Antragstellers selbst erfüllt werden können. Antragsteller, die nicht über eigenes Personal mit der notwendigen Qualifikation verfügen, müssten dann einen entsprechenden Auftrag an ein geeignetes Beratungsbüro vergeben. Dass die Bereitstellung der in solchen Fällen notwendigen Beratungsleistungen nicht von den Behörden erwartet werden kann, müsste leicht zu vermitteln sein. Schließlich erwartet auch von einer Baubehörde niemand, dass sie für planende Bauherren Architektenleistungen übernimmt.

Für länderübergreifend tätige Großunternehmen und Beratungsbüros könnte und sollte die Antragstellung durch eine länderübergreifend koordinierte Standardisierung der Antragsformulare erleichtert werden (RAUSCHER et al., 2001, S. 161 f.).

Unzureichender Informationsstand hinsichtlich der fachbehördlich geforderten Unterlagen

227. Die Antragsvorberatung kann ihre Funktion nicht erfüllen, wenn dabei nicht hinreichend auch über die Anforderungen hinsichtlich derjenigen Unterlagen informiert wird, die von den zu beteiligenden Fachbehörden für ihre Prüfungen benötigt werden. Die Erfahrungen mit der Fachbehördenbeteiligung zeigen, dass diesbezüglich defizitäre Unterlagen ein häufiger Grund für Nachforderungen und damit auch für verspätete Stellungnahmen seitens der Fachbehörden sind (Tz. 222 f.). Tatsächlich scheinen die weitgehend üblichen Vorberatungen häufig ohne Beteiligung der Fachbehörden abzulaufen. So fanden in den von BREUNUNG (2000, S. 46) untersuchten 125 vereinfachten immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren in 106 Fällen Vorberatungen statt, an denen aber in 77,1 % der Fälle ausschließlich die Genehmigungsbehörde beteiligt war.

Auf den ersten Blick liegt der Vorschlag nahe, dies anders zu handhaben und die Vorberatungen häufiger oder gar regelmäßig als Antragskonferenz unter Beiziehung aller Beteiligungsbehörden durchzuführen. Diese Lösung ist aber wegen der damit verbundenen Koordinationsprobleme und vor allem wegen des damit verbundenen Zeitaufwandes nicht praktikabel. Schon gegenwärtig stehen bei Antragskonferenzen Aufwand und Nutzen nicht immer in einem angemessenen Verhältnis (RAUSCHER et al., 2001, S. 143 ff.). In welchem Umfang dieses Instrument genutzt wird, sollte den jeweils federführenden Behörden überlassen bleiben, die am besten in der Lage sind, die Verhältnismäßigkeit abzuschätzen.

Verbesserungsreserven bestehen möglicherweise in einer weiteren Optimierung der schriftlichen Hilfen (Antragsformulare, Merkblätter) auf den Bedarf der Beteiligungsbehörden hin und/oder in einer intensivierten Kooperation zwischen den jeweils federführenden und den zu beteiligenden Behörden, die die Ersteren in die Lage versetzt, über den Unterlagenbedarf der Letzteren möglichst vollständig mit zu informieren. Das bei weitem wirksamste und effizienteste Instrument der Problemlösung besteht allerdings auch hier darin, sicherzustellen, dass die Antragsunterlagen von qualifizierten, mit dem Bedarf der unterschiedlichen Behörden vertrauten Verfassern erstellt werden (Tz. 226).

Unklarheiten über den Umfang der erforderlichen Antragsunterlagen und Interessen der Antragsteller an zurückhaltender Ausgestaltung der Antragsunterlagen

228. Häufig bestehen zwischen Behörden und Antragstellern Meinungsverschiedenheiten über den Umfang der vorzulegenden Antragsunterlagen (LÜBBE-WOLFF, 2000c, S. 44; s. auch die Fallstudien bei RAUSCHER et al., 2001, S. 60 ff.). Während Behörden Interesse an möglichst sorgfältig erstellten, gesicherten Entscheidungsgrundlagen haben, sind Antragsteller naturgemäß daran interessiert, Zeit- und Kostenaufwand für die Beibringung von Unterlagen zu vermeiden. Auch das Flexibilitätsinteresse der Antragsteller wirkt sich nicht zugunsten detailfreudiger Antragserstellung aus. Im Rahmen einer Befragung von 13 Immissionsschutzbehörden, bei der es um die Bedeutung technischer Vorgaben ging, haben einzelne Behörden außerhalb des eigentlichen Gegenstandes der Umfrage erklärende Zusatzbemerkungen zum häufigen Vorkommen unvollständiger Antragsunterlagen und zu den öfter auftretenden Auseinandersetzungen über den Umfang der erforderlichen Unterlagen gemacht. Eine der Behörden erklärte, dass manche Antragsteller eine restriktive Vorlagepolitik betreiben, um möglichst weit gehende Spielräume zu behalten

(LÜBBE-WOLFF, 2000c, S. 45). Der Zusammenhang zwischen Detaillierungsgrad der Antragsunterlagen und verbleibenden Spielräumen für den Antragsteller beruht darauf, dass Genehmigungen sich auf das Vorhaben in der Ausgestaltung, in der es beantragt wurde, beziehen und der Inhalt der Antragsunterlagen durch diese Bezugnahme zum Inhalt der Genehmigung wird. Je weniger – und je weniger detaillierte – vorhabenbeschreibende Antragsunterlagen der Genehmigung zugrunde liegen, desto weniger werden daher die Verhaltensmöglichkeiten des Antragstellers durch die Genehmigung beschränkt. Eine andere Behörde erklärte, der Verband der Chemischen Industrie lege großen Wert darauf, den Umfang der erforderlichen Unterlagen zurückzufahren; daher komme es mit Unternehmen dieser Branche auch oft zu Meinungsverschiedenheiten über den Umfang der vorzulegenden Unterlagen. Eine dritte Behörde stellte dagegen gerade mit Unternehmen der Chemischen Industrie selten Meinungsverschiedenheiten über Antragsunterlagen fest (LÜBBE-WOLFF, 2000c, S. 44 f.).

Unsicherheiten hinsichtlich des Umfangs der erforderlichen Antragsunterlagen und verfahrensverzögernde Meinungsverschiedenheiten über diesen Punkt sind reduzierbar durch frühzeitige Abstimmung zwischen den Beteiligten (Tz. 211 f.) und durch möglichst klare und behördenübergreifend einheitliche Vorgaben (verordnungsrechtliche Regelungen, durch Verwaltungsvorschrift eingeführte Formularstandards). Was die Deutlichkeit der Vorgaben angeht, sind in der Vergangenheit vor allem für das Immissionsschutzrecht bereits erhebliche Fortschritte erzielt worden. Die neunte Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz enthält vergleichsweise detaillierte Vorgaben zum Umfang der erforderlichen Antragsunterlagen (§§ 3 ff. 9. BImSchV), die auf Länderebene durch Formularvordrucke und Ähnliches weiter konkretisiert werden. Diese enthalten auch Angaben zu den Unterlagen, die im Hinblick auf eventuell mit zu prüfende wasserrechtliche Gesichtspunkte erforderlich sind. Insbesondere für den Bereich des Umgangs mit wassergefährdenden Stoffen wirken sich allerdings Unsicherheiten und Auslegungsstreitigkeiten hinsichtlich der materiellrechtlichen Anforderungen auch für die Präsentation der richtigen Antragsunterlagen ungünstig aus.

Auch wenn teilweise noch Verbesserungen möglich sind, lässt sich allerdings durch Präzisierung der Vorgaben für die Antragserstellung nicht jede Unsicherheit und jeder mögliche Streitfall ausschalten. Insbesondere die Frage, ob im Einzelfall zu bestimmten Fragen – beispielsweise der Lärm- oder Geruchsbelastung – noch Gutachten eingeholt werden müssen, ist durch standardisierte Antragsvorgaben nur begrenzt abschließend klärbar. Auch hier dürfte zu reibungslosem Ablauf und zur Minimierung und raschen Behebung auftretender Meinungsverschiedenheiten am ehesten die Professionalisierung der Antragserstellung (Tz. 226) beitragen. Qualifizierte und im Umgang mit unterschiedlichen Behörden erfahrene Antragsverfasser sind am ehesten in der Lage, die rechtliche und sachliche Notwendigkeit bestimmter Antragsunterlagen zu beurteilen und die Angemessenheit der betreffenden behördlichen Forderungen abzuschätzen. Sie sind auch am ehesten in der Lage, beispielsweise mit Verweis auf die Praxis anderer Behörden überzeugend zu verhandeln, wenn behördlicherseits überzogene Anforderungen gestellt werden.

2.4.2.2.4 Behördenorganisation

229. Im Hinblick auf die Bedeutung der Behördenorganisation für eine zügige Abwicklung der Genehmigungsverfahren (Tz. 211) ist darauf hinzuweisen, dass trotz in der Vergangenheit bereits erreichter Verbesserungen die Behördenstrukturen in den Ländern von dem für eine effiziente Verfahrensabwicklung idealen Zustand größtenteils noch entfernt sind. Im Interesse einer anspruchsvollen und zügigen Bearbeitung von Zulassungsverfahren für umweltrelevante Anlagen und anlagenabhängige Tätigkeiten wünschenswert wäre es, die Zuständigkeit für alle im Regelfall relevanten Bereiche des technisch-anlagenbezogenen Umweltschutzes (Wasser, Abfall, Immissionsschutz) in einer Behörde zu bündeln. Dies ist in den Ländern aber bislang nur zum Teil gelungen. Soweit eine Bündelung von Zuständigkeiten bei „Staatlichen Umweltämtern“ stattgefunden hat, sind für den Wasser- und Abfallbereich häufig nur die technisch-fachbehördlichen Beurteilungskompetenzen voll einbezogen worden, die nach außen gerichteten Entscheidungszuständigkeiten dagegen auf der kommunalen Ebene oder auch auf der Ebene der oberen Landesbehörden verblieben. Umgekehrt sind in denjenigen Ländern, die in größerem oder geringerem Umfang auch immissionsschutzrechtliche Genehmigungszuständigkeiten der kommunalen Ebene zugewiesen haben, nicht immer auch die technisch-fachbehördlichen Zuständigkeiten für das Wasser- und Abfallrecht vollständig in die damit erreichte Bündelung auf der kommunalen Ebene einbezogen. Wo, wie z. B. in Bayern und Baden-Württemberg, Zuständigkeiten weitgehend – unter Einbeziehung der technischen Beurteilungskompetenzen – auf kommunaler Ebene (Kreise und kreisfreie Städte) gebündelt sind, ergibt sich eine Streuung des insgesamt eingesetzten technisch qualifizierten Personals auf so viele Behörden, dass in den einzelnen Kommunen technische Qualifikationen kaum in der wünschenswerten Breite und Spezialisierung vorgehalten werden können. Die an sich wünschenswerte Zusammenführung von technischer Beurteilungs- und administrativer Vollzugskompetenz hat, wenn sie auf der kommunalen Ebene erfolgt, die Kommunen also ohne Abstimmung mit einer staatlichen technischen Fachbehörde entscheiden können, auch den Nachteil, dass sie die Verfahren sehr stark den kommunalen Standortinteressen ausliefert. Diese sind für eine unparteiische Anwendung der umweltrechtlichen Vorschriften nicht der beste Garant. Aus der Sicht des Umweltrates sollten Bündelungseffekte daher, jedenfalls in den größeren Flächenländern, möglichst auf der Ebene staatlicher Sonderordnungsbehörden oder auf der Ebene der staatlichen Mittelinstanz (Bezirksregierungen) mit räumlich dezentralisierten Zweigstellen angestrebt werden.

2.4.2.2.5 Rechtsunsicherheiten

230. Ein bedeutender Verzögerungsfaktor für Zulassungsverfahren sind Unsicherheiten über die richtige Anwendung der relevanten Rechtsvorschriften (RAUSCHER et al., 2001, S. 166 f.; LÜBBE-WOLFF, 2000c, S. 43 ff.;

HIRSCHLER, 1994, S. 58). An diesem schon in der Vergangenheit häufig festgestellten Befund hat sich bis heute wenig geändert. Besonders häufig treten Rechtsunsicherheiten naturgemäß bei neu auftretenden bzw. neu erkannten Problemlagen und nach grundlegenden Rechtsänderungen auf. Mehr oder weniger zufrieden stellende Lösungen ergeben sich in der Regel nach mehr oder weniger langen Umstellungszeiträumen, indem konkretisierende oder auf andere Weise klärende zusätzliche Vorschriften erlassen werden, eine – stets nur punktuelle und daher meist nicht erschöpfende – Klärung durch Gerichtsurteil stattfindet oder ein modus vivendi allmählich in der Verwaltungspraxis gefunden wird. So ist hinsichtlich der Altlastenproblematik, die in den Achtziger- und frühen Neunzigerjahren durch damit verbundene Rechtsunsicherheiten die Genehmigungsverfahren erheblich belastet hat, mit den inzwischen erlassenen gesetzlichen und verordnungsrechtlichen Regelungen viel Streitstoff abgeschichtet worden. Die früher außerordentlich streit- und verzögerungsträchtige Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung konnte vor allem dadurch zumindest ein Stück weit routinisiert werden, dass die Behörden sich die standardisierenden Entscheidungshilfen, die sie sich als verbindlich vorgegebene Entscheidungsgrundlagen gewünscht hätten, in mühsamer Arbeit selbst erarbeitet haben. Gegenwärtig sind Rechtsfragen im Zusammenhang mit der Verwertung von Abfällen – beispielsweise hinsichtlich des zulässigen Abfallinputs bei der Mitverbrennung von Abfällen in Industrieanlagen – ein häufiger Grund für zeitkonsumierenden Klärungsbedarf und Meinungsverschiedenheiten. Die diesbezüglichen Unklarheiten können, wie viele andere, nicht durch Regulierungsabbau, sondern nur durch rechtsverbindliche Beantwortung der offenen Fragen, d. h. durch konkretisierende Regulierung, beseitigt werden (Tz. 883).

231. Gute Gesetzgebungs- und Regierungsarbeit besteht auch im Bereich des Umweltrechts zu einem wesentlichen Teil darin, dass Rechtssicherheit geschaffen wird. Wenn angesichts der medienvermittelten allgemeinen Hochschätzung von Innovation, großen politischen Visionen und anderen Modernitätswerten die Bedeutung solcher „altmodischen“ Gesetzgebungs- und Regierungsaufgaben zu sehr in den Hintergrund tritt, lässt sich auch Innovatives nicht mehr wirksam bewerkstelligen. Die Herstellung von Rechtssicherheit ist eine Daueraufgabe des Gesetzgebers, der Regierungen und der zuständigen Ministerien, die nur in kontinuierlicher Detailarbeit an den konkreten Problemen erfüllt werden kann. Es gibt aber auch einige allgemeine Grundsätze, deren Beachtung zur Minimierung von Problemen aufgrund mangelnder Rechtssicherheit beitragen kann:

– Grundlegende Revisionen der Rechtslage sollten nur unternommen werden, wenn sie eine so grundlegende Verbesserung der Steuerungsleistungen versprechen, dass die Probleme, die sich für einen gewissen Zeitraum zwangsläufig aus umstellungsbedingt erhöhter Unsicherheit ergeben, zumindest mittelfristig überkompensiert werden. Der Befolgung dieser Leitlinie durch den deutschen Gesetzgeber sind allerdings Grenzen durch europarechtliche Vorgaben gesetzt. Diese erfordern des Öfteren Umstellungen grundsätzlicherer Art, für die aus einer allein auf die deutschen Verhältnisse konzentrierten Perspektive keine Notwendigkeit besteht.

– Rechtsunsicherheiten, die in der Anwendung bereits geltender Gesetze und Verordnungen auftreten, sollten kontinuierlich und möglichst zeitnah korrigiert werden, sobald die dazu notwendigen Praxiserfahrungen vorliegen. Dies erfordert vor allem eine intensivere Rückkopplung im Verhältnis zwischen rechtssetzenden und rechtsanwendenden Instanzen. Beispielsweise sollte es üblich sein, dass über praktische Erfahrungen und aufgetretene Schwierigkeiten mit der Anwendung neuer Umweltgesetze und -verordnungen oder größerer Gesetzes- und Verordnungsänderungen in einem Abstand von ein bis zwei Jahren nach Erlass berichtet und der Bericht vom jeweiligen rechtssetzenden Organ – Parlament, Regierung oder zuständiges Ministerium auf Bundes- oder Landesebene – daraufhin geprüft wird, ob er Nachbesserungsbedarf ausweist. Soweit Rechtsunsicherheiten sich nicht administrativ – durch Verwaltungsvorschrift bzw. punktuellen Erlass – beseitigen lassen, sollten auch kurzfristige und punktuelle Gesetzes- und Verordnungsänderungen nicht gescheut werden. Die Vorstellung, dass Gesetze systematische und in gewisser Weise perfekte Einheiten sind, die, wenn überhaupt, dann nur im Rahmen groß angelegter Reformen geändert werden sollten, ist jedenfalls in Bezug auf das Umweltrecht inadäquat.

– Beim Erlass gesetzlicher Vorschriften, mit denen neue, allgemein formulierte Anforderungen verbindlich gemacht werden, sollte darauf geachtet werden, dass gleichzeitig oder möglichst zeitnah auch die erforderlichen konkretisierenden Ausführungsvorschriften erlassen werden. Unkonkretisierte Generalklauseln („wirtschaftlich zumutbar“, „besser umweltverträgliche Verwertungsart“ etc.) sind nicht zuletzt für Genehmigungsverfahren eine Belastung, die oft in keinem vernünftigen Verhältnis zu den damit erzielbaren Erfolgen steht. Gerade in Genehmigungsverfahren sind die Behörden nämlich einerseits zur Durchsetzung der geltenden rechtlichen Anforderungen ohne Einschränkung durch Opportunitätsgesichtspunkte verpflichtet. Andererseits ist aber die für richtig gehaltene Auslegung solcher Generalklauseln gegen abweichende Auslegungen seitens der Antragsteller kaum durchsetzbar, wenn es dafür keinen klaren Rückhalt in Ausführungsvorschriften gibt. Die daraus notwendigerweise entstehenden Konflikte behindern den Verfahrensablauf meist ohne dass am Ende viel erreicht werden kann.

2.4.3 Öko-Audit und Deregulierung

Rechts- und Überwachungsnachlässe für EMAS-zertifizierte Organisationen

232. Seitens der Wirtschaftsverbände und in Teilen der Literatur wird mit Nachdruck gefordert, die Teilnahme am EU-Öko-Audit-System (EMAS, näher dazu Abschn. 2.3.2.2.5.1) zu honorieren mit Erleichterungen bei der ordnungsrechtlichen Überwachung und bei Vorschriften des geltenden Rechts, die vergleichbare Informations-, Dokumentations-, und Selbstvergewisserungsleistungen verlangen, wie sie für die erfolgreiche Teilnahme am EMAS-System erbracht werden müssen (KNOPP, 2001 und 2000, S. 1124; BOHNE et al., 1999, S. 271; vgl. auch

SCHNEIDER, 1999). Bereits in der Vergangenheit sind Bund und Länder diesem Verlangen ein Stück weit entgegengekommen. In eine Reihe bundesrechtlicher Verordnungen wurden besondere Regelungen zugunsten EMAS-zertifizierter Betriebe aufgenommen. In den Ländern dominieren Entlastungen auf der Grundlage von Verwaltungsvorschriften („Substitution“, vgl. Tz. 198; Überblick bei SCHNEIDER, 1999, S. 122 ff.; ANACKER, 1999). Ein besonders wichtiges Thema der auf Länderebene erlassenen Verwaltungsvorschriften ist die Berücksichtigung der EMAS-Teilnahme bei der umweltbehördlichen Überwachung. Einzelne Länder gehen dabei so weit, dass eine von besonderen Veranlassungen unabhängige behördliche Überwachung („Regelüberwachung“) bei EMAS-zertifizierten Betrieben praktisch ausgeschlossen wird (TÖLLER und TAEGER, 2000, S. 181; LÜBBE-WOLFF, 1998).

Auf der Grundlage von Verordnungsermächtigungen, die durch das Artikelgesetz (Tz. 304, 307) geschaffen bzw. geändert wurden, hat das Bundeskabinett am 19. September 2001 eine Reihe neuer verordnungsrechtlicher Sonderregelungen für EMAS-zertifizierte Organisationen beschlossen; darunter die „Verordnung über immissionsschutz- und abfallrechtliche Überwachungserleichterungen für nach der Verordnung (EG) Nr. 761/2001 registrierte Standorte und Organisationen“ (EMAS-Privilegierungsverordnung; zum Entwurfsstand vom Februar 2001 vgl. KNOPP, 2001). Die Wirtschaft kritisiert die damit vorgesehenen Erleichterungen als noch immer unzureichend. Der Bundesrat hat in seiner Sitzung vom 20. Dezember 2001 der Verordnung nur mit der Maßgabe zugestimmt, dass in verschiedenen Punkten die im Regierungsentwurf vorgesehenen Privilegierungen noch erweitert werden (Bundesratsdrucksache 730/01).

233. Aus der Sicht des Umweltrates haben die Wirtschaftsverbände einen Fehler begangen, indem sie ihre Deregulierungswünsche mit dem EMAS-System verknüpft haben. Bei den Unternehmen wurden damit Erwartungen geweckt, die nicht erfüllbar sind und deren Nichterfüllung zwangsläufig in Vorbehalte gegen das EMAS-System umschlägt. Für die staatliche Seite wurde ein Handlungsdruck erzeugt, dem die Regierungen einerseits nicht in relevantem Ausmaß entsprechen können, ohne das EMAS-System ad absurdum zu führen, dem sie aber andererseits offensichtlich nicht zu widerstehen in der Lage sind und dem sie daher zum Teil mit eher symbolischen Zugeständnissen, zum Teil aber auch mit sachlich kaum vertretbaren Regelungen entsprechen (Tz. 235). Der Aufwand, mit dem das Thema „Öko-Audit und Deregulierung“ in Wissenschaft, Politik und Verwaltung seit Jahren diskutiert und verhandelt wird, steht in keinem Verhältnis zu dem, was für die Wirtschaft vernünftigerweise dabei herauskommen kann.

234. Selbstverständlich kann eine breite Bereitschaft der Wirtschaft zur EMAS-Teilnahme nur erwartet werden, wenn die Beteiligung einen individuellen Nutzen abwirft, der die Kosten der Beteiligung aufwiegt oder übersteigt. Sinn und Zweck des EMAS-Systems erlauben es aber nicht, in relevantem Ausmaß Nutzeffekte für EMAS-zertifizierte Betriebe gerade dadurch herbeizuführen, dass diese von ordnungsrechtlichen Anforderungen entlastet werden, die nicht zertifizierte Betriebe einhalten müssen. EMAS ist ein System zur Auszeichnung von Organisationen, die mehr für den Umweltschutz tun als andere. Der Sinn dieses Systems würde in sein Gegenteil verkehrt, wenn es durch damit verknüpfte ordnungsrechtliche Erleichterungen zu einem Mittel gemacht würde, weniger tun zu müssen als andere. Nur wenn genau dies gestattet wird, kann die Entlastung EMAS-zertifizierter Betriebe von ordnungsrechtlichen Verpflichtungen aber einen spürbaren Nutzen herbeiführen. Auch wenn einige wenige und relativ unbedeutende, eben deshalb aber auch für die Wirtschaft wenig hilfreiche Privilegien dieser Art die Glaubwürdigkeit des Systems noch nicht fundamental infrage stellen: EMAS-zertifizierte Unternehmen ordnungsrechtlich zu privilegieren, ist vom Ansatz her falsch; das System soll adeln und nicht privilegieren.

Die Probleme, die sich ergeben, wenn dennoch versucht wird, den Deregulierungswünschen der Wirtschaft im Zusammenhang mit EMAS entgegenzukommen, lassen sich am Beispiel der vorgesehenen verordnungsrechtlichen Regelungen verdeutlichen.

235. Da wirkliche Privilegien dem Sinn des Systems widersprechen, ist zunächst die Versuchung groß, nur scheinbare Privilegien zu verteilen oder durch Rückgriff auf mehrdeutige Formelkompromisse eine klare Entscheidung zu vermeiden (für Beispiele aus der Gesetz- und Verordnungsgebung der Neunzigerjahre s. LÜBBE-WOLFF, 2000d, S. 52 f.). In einer früheren Entwurfsfassung der EMAS-Privilegierungsverordnung war vorgesehen, dass die Anzeige- und Mitteilungspflichten zur Betriebsorganisation nach §§ 52a BImSchG, 53 KrW-/AbfG in Bezug auf EMAS-zertifizierte Anlagen auch durch Zurverfügungstellen von im Zusammenhang mit EMAS erarbeiteten Unterlagen erfüllt werden können, soweit diese „entsprechende Angaben enthalten“ (§ 2 EMAS-PrivVE, Entwurfsstand 12. Juni 2001). Regelungen dieser Art sind überflüssig. Sie bekräftigen nur die Selbstverständlichkeit, dass Leistungen, die im Zusammenhang mit EMAS erbracht worden sind, auch zur Erfüllung ordnungsrechtlicher Pflichten genutzt werden können, sofern sie den jeweiligen ordnungsrechtlichen Anforderungen entsprechen. In der im September 2001 vom Bundeskabinett beschlossenen Fassung wurde eine etwas andere Formulierung gewählt: Unterlagen aus dem Umwelt-Audit sollen nun ausreichen, wenn sie „gleichwertige Angaben enthalten“. Dies legt die Interpretation nahe, dass EMAS-zertifizierten Organisationen zugestanden werden soll, auch weniger als die gesetzlich verlangten Angaben zu übermitteln, sofern nur die übermittelten Angaben „gleichwertig“ sind (§ 2 EMAS-PrivVE, Stand 19. September 2001). Wann sind aber Angaben „gleichwertig“? Können Angaben gleichwertig sein, wenn sie weniger enthalten als das, was nach den Vorschriften, auf die sich der Gleichwertigkeitsvergleich bezieht, mitgeteilt werden muss? Existenz und Reichweite des zugestandenen Privilegs bleiben unklar. Sicher ist nur, dass hier eine einfache Routineangelegenheit mit Streitstoff angereichert und vor allem für die Behörden deutlich verkompliziert wird. Der Bundesrat hat eine Änderung der Bestimmung dahin gehend beschlossen, dass EMAS-zertifizierte Organisationen überhaupt keine die Betriebsorganisation betreffenden Angaben mehr übermitteln

müssen, sondern nur noch den Bescheid über die Registereintragung, mit der die erfolgreiche EMAS-Beteiligung bestätigt wird. Die Behörde soll dann „im Einzelfall die Vorlage weiter gehender Unterlagen verlangen" können (Bundesratsdrucksache 730/01, Nr. 2). Damit ist den Unternehmen wenig geholfen. Die nach wie vor bestehende Informationspflicht gegenüber der Behörde ist aber nun für diese ohne jeden Nutzen, denn aus dem Bescheid, den der Betreiber übermitteln muss, erfährt sie nicht mehr, wer in Umweltangelegenheiten ihre innerbetrieblichen Ansprechpartner sind. Soweit ihr dies nicht aus vorhandenen Kontakten bekannt ist, müsste die Behörde also entsprechende Informationen extra anfordern.

Zum Teil werden aber auch Erleichterungen gewährt, die die rechtlichen Anforderungen für EMAS-zertifizierte Organisationen im Verhältnis zu den sonst geltenden in aller Deutlichkeit reduzieren und gerade deshalb kaum vertretbar sind. Wenn z. B. für EMAS-zertifizierte Betriebe die Messintervalle bei Anlagen nach der 2. BImSchV um ein Jahr, d. h. um das Doppelte, verlängert werden (§ 8 EMAS-PrivVE, Stand 19. September 2001), bedeutet dies, dass EMAS-zertifizierte Betriebe sich in diesem Punkt nicht, wie es dem Sinn des Systems entspräche, intensiver, sondern weniger intensiv selbst überwachen müssen als nicht zertifizierte. Eine deutliche Differenzierung der Anforderungen ergibt sich auch aus den zahlreichen Bestimmungen, nach denen EMAS-zertifizierten Organisationen gestattet werden soll, bestimmte Messungen, Prüfungen und Ähnliches durch entsprechend qualifiziertes eigenes Personal statt durch amtlich zugelassene Stellen vornehmen zu lassen (§§ 4 ff. EMAS-PrivVE, Stand 19. September 2001). Für EMAS-zertifizierte Organisationen ist damit ein weniger objektiviertes (Selbst-)Kontrollsystem vorgesehen als für andere. Derartige Privilegierungen werfen nicht unbedingt ein verfassungsrechtliches Problem auf (EWER, 2001, S. 373). Sie widersprechen aber dem Sinn und Zweck des EMAS-Systems (Tz. 233 f.). Noch problematischer ist die Regelung, nach der bei EMAS-zertifizierten Anlagen von der Bestellung eines Betriebsbeauftragten in der Regel abgesehen werden soll (§ 3 Abs. 1 Satz 1 EMAS-PrivVE, Stand 19. September 2001). Zwar kann davon ausgegangen werden, dass ein zertifizierter Betrieb ein Umweltmanagementsystem eingerichtet und damit auch Verantwortliche für den Umweltschutz bestimmt hat. Diese Verantwortlichen müssen aber nicht notwendigerweise die Rechte und Befugnisse haben, die den Betriebsbeauftragten kraft Gesetzes zustehen, und sie genießen auch nicht den für Betriebsbeauftragte gesetzlich vorgesehenen Schutz vor Kündigung und sonstigen Benachteiligungen. EMAS-zertifizierten Betrieben wird mit der fraglichen Bestimmung also zugestanden, das innerbetriebliche Umweltmanagement in wichtigen Punkten schwächer auszugestalten, als es vergleichbaren nicht-zertifizierten Betrieben abverlangt wird. EMAS-zertifizierte Betriebe von der Verpflichtung zur Bestellung von Betriebsbeauftragten für den Umweltschutz zu entlasten, ist zudem auch noch deshalb unklug, weil es in der Praxis häufig gerade die Umweltschutzbeauftragten sind, die sich in den Unternehmen für eine Zertifizierung nach EMAS einsetzen. Die Motivation dazu wird abnehmen, wenn der Umweltschutzbeauftragte, der in seinem Unternehmen eine EMAS-Zertifizierung durchgesetzt hat, damit die Voraussetzungen dafür schafft, dass nach der EMAS-Privilegierungsverordnung künftig auf ihn verzichtet werden kann.

236. Zu begrüßen ist, dass keine Abschwächung der allgemeinen behördlichen Überwachungspflichten stattgefunden hat. Die Behörden bleiben kraft Gesetzes zur Überwachung auch EMAS-zertifizierter Organisationen verpflichtet (s. für das Immissionsschutzrecht § 52 Abs. 1 BImSchG). Ein prinzipieller Ausschluss der Regelüberwachung, wie ihn vereinzelt Verwaltungsvorschriften auf Landesebene vorsehen, ist und bleibt danach unzulässig (s. auch SEIDEL, 2000, S. 280 f.). Der Ausschluss der Regelüberwachung für zertifizierte Einrichtungen wäre auch inhaltlich nicht sachgerecht, weil damit eine wichtige Stütze für die Integrität der Umweltgutachter entfiele. Der EMAS-Umweltgutachter wird von seinem Auftraggeber frei ausgewählt und kann jederzeit durch einen anderen ersetzt werden, wenn sein Auftraggeber der Auffassung ist, dass er seine Prüfpflichten, insbesondere hinsichtlich der Einhaltung der geltenden Umweltvorschriften („compliance"), zu genau nimmt. Dies kann die Umweltgutachter in Situationen bringen, in denen sie sich zwischen korrekter Aufgabenwahrnehmung und dem Risiko des Auftragsverlusts entscheiden müssen (FEHLING, 2001, S. 369 ff., m. w. N.). Der Gutachter, der z. B. aufgrund einer strikten Interpretation des *compliance*-Erfordernisses die Zertifizierung verweigert, solange behördlich geduldete Missstände nicht beseitigt sind, läuft Gefahr, dass sein Auftraggeber ihn durch einen Kollegen ersetzt, der weniger Bedenken trägt. Ein Fernsehbericht des WDR-Magazins „Markt" am 12. November 2001 hat an einem konkreten Fallbeispiel verdeutlicht, dass dies keine rein theoretische Erwägung ist. Es ist deshalb wichtig, dass als Rückhalt für ordnungsgemäßes Verhalten aller Beteiligten die zumindest theoretische Möglichkeit behördlicher Nachkontrollen erhalten bleibt, und zwar auch über die im Zuge des EMAS-Eintragungsverfahrens vorgesehene Anhörung der zuständigen Umweltbehörde (§ 34 UAG) hinaus. Die Aufsicht über die Umweltgutachter kann diese Funktion nur eingeschränkt wahrnehmen, denn die zuständigen Behörden sind die einzigen unabhängigen Stellen, die die Befugnis haben, die Einhaltung von Umweltvorschriften in den zertifizierten Betrieben vor Ort zu überprüfen.

Das bedeutet nicht, dass EMAS-Zertifizierungen grundsätzlich keine Auswirkungen auf das Verhalten der Behörden und insbesondere auf die behördliche Überwachung haben sollten. Es dient dem sinnvollen Einsatz knapper Überwachungsressourcen, wenn die Behörden ihre Überwachungstätigkeit dort reduzieren, wo ohnehin mit ordnungsgemäßen Verhältnissen zu rechnen ist. EMAS-Zertifizierungen sind dafür ein wichtiges Indiz. Dementsprechend ist es sachgerecht, die behördliche Überwachung EMAS-zertifizierter Betriebe nicht an bestimmte Überwachungsrhythmen zu binden, sondern den Behörden diesbezüglich Ermessen einzuräumen, wie es in den Verwaltungsvorschriften der Länder inzwischen auch üblich ist (ebenso LASKOWSKI, 1999, S. 108). Sinnvoll wäre es auch, die EMAS-Beteiligung mit einem Vorteil hinsichtlich der Reihenfolge bei der behördlichen Bearbeitung von Genehmigungsanträgen zu honorieren. Die Prioritätensetzung für die Bearbeitung eingehender Ge-

nehmigungsanträge ist gesetzlich nicht ausdrücklich determiniert. Rechtsstaatliche Prinzipien, insbesondere das Willkürverbot, verpflichten die Behörden, hier nach vernünftigen Grundsätzen vorzugehen. Soweit es um umweltrechtliche Genehmigungen geht, dürfte dabei neben der Reihenfolge des Eingangs und besonderen Dringlichkeiten auch die EMAS-Zertifizierung des Anlagenstandorts ein berücksichtigungsfähiger Gesichtspunkt sein.

Der wesentliche Nutzen der EMAS-Beteiligung muss aber anderswo als in einer Entlastung der zertifizierten Einrichtungen von sonst geltenden Umweltvorschriften und behördlicher Überwachung gesucht werden (zu bestehenden und möglichen Nutzeffekten näher Tz. 113). Für das hier behandelte Thema ist festzustellen, dass EMAS für vernünftige – wirksam entlastende und zugleich umweltpolitisch vertretbare – Deregulierungsmaßnahmen kein geeigneter Anknüpfungspunkt ist.

2.4.4 Notwendigkeit einer Diskussion über effiziente Regulierung

237. Die Diskussion über Ausmaß und Inhalte bestehender und künftiger Regulierungen sollte nicht als Deregulierungsdiskussion, sondern als Diskussion über die Effizienz des Regulierungssystems und seiner Bestandteile, d. h. über die Optimierung des Verhältnisses von – jeweils im weitesten Sinne – Nutzen und Kosten umweltbezogener Regulierungsmaßnahmen, geführt werden (vgl. GAWEL, 2001; EWRINGMANN, 1999, S. 393 f.). Dabei müssen einerseits überhöhte Ansprüche an die Objektivierbarkeit und Quantifizierbarkeit von Nutzen und Kosten (Tz. 238), andererseits aber auch Pauschalurteile ohne ausreichende empirische Fundierung (Tz. 239) vermieden werden.

238. Unrealistisch wäre die Erwartung, alle relevanten Nutzen- und Kostengesichtspunkte kommensurabel quantifizieren, d. h. monetarisieren zu können. Überhöhte Objektivierungs- und Quantifizierungsansprüche äußern sich denn auch in der Regel nicht in aussichtslosen Quantifizierungsversuchen, sondern umgekehrt in der entschlossenen Ausblendung oder systematischen Geringschätzung nicht quantifizierter Nutzen- und Kostenaspekte. Sie führen damit zum Gegenteil des eigentlich Erstrebten, nämlich zu systematischen Fehleinschätzungen. Nutzen und Kosten umweltrechtlicher Regulierung sind in der Regel nicht in gleicher Weise einer präzisen Berechnung zugänglich wie etwa die betriebswirtschaftlichen Nutzen und Kosten einer betrieblichen Investition. Dies beruht nicht nur auf den bekannten Schwierigkeiten der monetären Bewertung von Umweltgütern. Auch andere öffentliche Güter, die von umweltrechtlicher Regulierung berührt sein können, wie z. B. Aspekte der Rechts- oder Sozialstaatlichkeit, entziehen sich einer für praktische Regulierungszwecke brauchbaren Monetarisierung (dazu BREUNUNG, 2001, S. 150 ff.). Darüber hinaus scheitert eine Monetarisierung von Kosten und Nutzen einzelner umweltbezogener Regulierungsmaßnahmen häufig auch daran, dass ganz unabhängig von der Bewertung schon die Feststellung der Effekte rechtlicher Regulierung außerordentlich aufwendig und problembehaftet ist; ganz zu schweigen von Prognosen über die Wirkungen erst geplanter Regelungen (vgl. die Beiträge in HOF und LÜBBE-WOLFF, 1999). So sind z. B. in einem komplexen Gefüge von normativen und sonstigen anreizwirksamen Rahmenbedingungen die Effekte einzelner rechtlicher Regelungen oft nicht hieb- und stichfest isolierbar. Besonders schwer feststellbar sind häufig die unter Wirkungsgesichtspunkten besonders interessanten präventiven Wirkungen geltender Rechtsvorschriften. Im Falle rechtlicher Regulierungen, die auf Nutzeffekte für die Umwelt zielen, sind die Feststellungs- und Bewertungsprobleme typischerweise für die Nutzenseite besonders ausgeprägt. Überhöhte Objektivierungs- und Quantifizierungsansprüche führen daher zu einer systematischen Unterbewertung von Umweltaspekten.

239. Die Beurteilung und Veränderung umweltrechtlicher Vorschriften sollte sich allerdings auf eine gründliche Erfassung und Bewertung vorhandener Praxiserfahrungen stützen. Dies ist in der Vergangenheit nicht immer der Fall gewesen. Auch hochrangig und sachverständig besetzte Deregulierungskommissionen (s. etwa Sachverständigenrat „Schlanker Staat“, 1998; Unabhängige Expertenkommission zur Vereinfachung und Beschleunigung von Planungs- und Genehmigungsverfahren, 1994) sind angesichts der Komplexität der relevanten ökologischen, wirtschaftlichen und rechtlichen Zusammenhänge zwangsläufig überfordert, wenn sie sich nicht auf vorhandene fundierte Evaluierungen stützen können. Solche Evaluationen waren und sind aber nach wie vor nur begrenzt verfügbar. Jede Einzelperson überblickt heute, selbst wenn sie über reichhaltiges umweltrelevantes Expertenwissen verfügt, nur Teilbereiche umweltrechtlicher Regulierung und ihrer praktischen Auswirkungen genau genug, um über deren Effizienz mehr als nur Vermutungen äußern zu können. Dies gilt für die Mitglieder des Umweltsachverständigenrates ebenso wie für die Mitglieder bisheriger Deregulierungskommissionen. Schon die Auswahl der Rechtsbereiche und Einzelvorschriften, auf die sich effizienzorientierte Evaluationsbemühungen konzentrieren, sollte unter diesen Bedingungen nicht den Zufälligkeiten einer öffentlichen Diskussion, die sich vorzugsweise auf leicht Kommunizierbares richtet, oder den Zufälligkeiten des individuellen Erfahrungshintergrundes einzelner Akteure in Politik, Wirtschaft und Wissenschaft überlassen bleiben. Wenn es darum geht, Vorschriften zu identifizieren, die die Wirtschaft in unverhältnismäßiger Weise belasten, d. h. einen wirtschaftlichen Aufwand verursachen, dem kein angemessener Nutzen für die Umwelt gegenübersteht, liegt es nahe, bei der Wahrnehmung derjenigen anzusetzen, die die beste Kenntnis der verursachten Aufwendungen haben, d. h. bei der Wahrnehmung derjenigen, die in den Unternehmen mit der Umsetzung umweltrechtlicher Anforderungen befasst sind. Von besonderem Interesse ist auch die Wahrnehmung der Vollzugsbehörden. Diese verfügen nicht nur über die besten Kenntnisse des Aufwandes, den der Vollzug umweltrechtlicher Vorschriften behördlicherseits verursacht, sondern in besonders hohem Maße auch über Erkenntnisse hinsichtlich der Nutzenseite. Der Umweltrat hat deshalb eine explorative Untersuchung in Auftrag gegeben, die anhand der Befragung von 30 Unternehmen unterschiedlicher Größe und Branchenzugehörigkeit und einer Reihe von Umweltbehörden unterschiedlicher Länder

und Verwaltungsebenen einen ersten Zugriff auf die Wahrnehmung von Aufwand und Nutzen umweltrechtlicher Vorschriften in der betrieblichen Praxis und die Beurteilung dieser Wahrnehmung seitens der Behörden ermöglichen soll. Von dieser Untersuchung, die voraussichtlich Anfang 2002 abgeschlossen sein wird (RAUSCHER et al., 2002), erwartet der Umweltrat Aufschluss über Regelungsbereiche, die in der betrieblichen Praxis unter dem Gesichtspunkt von Aufwand und Nutzen häufiger ungünstig beurteilt werden und deren Effizienz daher einer kritischen näheren Prüfung bedarf.

2.4.5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

240. Die Deregulierungsdiskussion und Deregulierungspolitik der Neunzigerjahre war im Bereich des Umweltrechts gekennzeichnet durch eine häufig zu undifferenzierte Orientierung an rein quantitativen – statt an qualitativen – Gesichtspunkten, durch eine Eigenverantwortungsrhetorik, die vielfach an die Stelle nüchterner anreizorientierter Analyse trat, durch einseitige Wahrnehmungen der Wettbewerbsrelevanz umweltrechtlicher Regulierung und durch eine pauschale Diskreditierung des Ordnungsrechts (Tz. 182 ff.).

Pauschale Charakterisierungen des Umweltordnungsrechts als ineffizient und pauschale Behauptungen der Überlegenheit ökonomischer Instrumente sind inadäquat. Sie beschädigen ein unentbehrliches Instrument umweltpolitischer Steuerung. Ob potenzielle allokative Effizienzvorteile ökonomischer Instrumente sich tatsächlich realisieren lassen, hängt von Voraussetzungen ab, die zu häufig ausgeblendet werden. In weiten Bereichen ist Ordnungsrecht nicht mit Effizienzgewinn durch ökonomische Instrumente ersetzbar. Die in Betracht kommenden Instrumente zur Steuerung umweltrelevanten Verhaltens haben jeweils spezifische Vor- und Nachteile. Ob für einen bestimmten Einsatzbereich ordnungsrechtliche oder ökonomische Instrumente oder Maßnahmen anderer Art die größten Effizienzvorteile versprechen, kann nur aufgrund genauer Analyse der jeweiligen Anreiz- und sonstigen Rahmenbedingungen, einschließlich der Kontroll-, Durchsetzungs- und sonstigen Transaktionskosten, festgestellt werden. In vielen Fällen wird sich ein *policy mix,* der geschickt die Stärken und Schwächen unterschiedlicher Instrumente kombiniert bzw. ausgleicht, als die günstigste Option erweisen (Tz. 197 ff.).

Inhaltlich konzentrieren sich Forderungen nach umweltrechtlicher Deregulierung in Deutschland traditionell vor allem auf zwei Bereiche: auf die umweltrechtlichen Genehmigungsverfahren und auf Erleichterungen für EMAS-zertifizierte Betriebe (Tz. 198 f.). Nach Auffassung des Umweltrates ist es an der Zeit, die Deregulierungsdiskussion in diesen beiden Bereichen zu beenden.

Die Belastung der Wirtschaft mit Wartekosten durch umweltrechtliche Zulassungserfordernisse ist im zurückliegenden Jahrzehnt einschneidend reduziert worden (Tz. 200 ff.). Das Gesamtsystem der behördlichen Aufsicht über die Einhaltung des geltenden Umweltrechts, dessen wichtigstes und effizientestes Element die umweltrechtlichen Zulassungsverfahren sind, musste dafür einige Abschwächungen hinnehmen. So wurden Genehmigungserfordernisse und Öffentlichkeitsbeteiligung zurückgefahren. Die unter anderem durch gesetzliche Fristvorgaben erzwungene Konzentration behördlicher Arbeitskapazitäten auf die Bearbeitung von Genehmigungsverfahren hat die Spielräume für eine wirksame antragsunabhängige Überwachung zusätzlich verengt. Zu einem erheblichen Teil wurden Beschleunigungen aber auch ohne korrespondierende Verluste an Kontrollwirksamkeit, als echte Effizienzverbesserungen im Rechts- und Verwaltungssystem, erreicht (Tz. 204 ff.). Der Umweltrat plädiert nachdrücklich dafür, weitere Verfahrensverkürzungen nur noch insoweit anzustreben, als dies ohne Abstriche an der Funktionsfähigkeit und Qualität der Umweltaufsicht möglich ist. Die Möglichkeiten einer in diesem Sinne funktionsverträglichen Verfahrensbeschleunigung sind durch die bereits ergriffenen legislativen und vor allem durch die ergriffenen administrativen Maßnahmen weitgehend, aber noch nicht völlig ausgeschöpft. Weitere Verbesserungsmöglichkeiten sieht der Umweltrat vor allem im Bereich der oft noch immer unverhältnismäßig zeitaufwendigen Beteiligung von Fachbehörden und Gemeinden (Tz. 215, 218), bei Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität der eingereichten Antragsunterlagen (Tz. 222 ff.) und in intensiverer Bemühung der zuständigen Regulierungsinstanzen um die Klärung verfahrensverzögernder Rechtsunsicherheiten (Tz. 230 f.). Soweit dabei neben weiteren Verbesserungen der administrativen Abläufe und eigenen Anstrengungen der Antragsteller auch Maßnahmen der Gesetz-, Verordnungs- und Verwaltungsvorschriftengeber auf Bundes- oder Länderebene noch einen sinnvollen Beitrag leisten können, sind überwiegend – beispielsweise zur Konkretisierung offener Gesetzesbegriffe und zur Sicherung einer angemessenen Qualität eingereichter Antragsunterlagen – eher positive Regulierungs- als Deregulierungsmaßnahmen angezeigt.

Die Verknüpfung von Deregulierungsforderungen und -maßnahmen mit der Beteiligung am EG-Umweltaudit-System (EMAS) ist aus der Sicht des Umweltrates grundsätzlich problematisch. Die EMAS-Beteiligung kann und sollte im Rahmen behördlicher Ermessensspielräume – beispielsweise hinsichtlich der Überwachungsdichte – berücksichtigt werden. EMAS ist ein System, das zu überobligationsmäßigen Leistungen für den Umweltschutz motivieren und diese honorieren soll. Privilegierungen, die dazu führen, dass EMAS-zertifizierte Organisationen geringere als die sonst obligatorischen Leistungen erbringen müssen, laufen diesem Sinn und Zweck zuwider und gefährden die Funktionsfähigkeit des Systems (Tz. 232 ff.).

Die Deregulierungsdiskussion sollte abgelöst werden durch eine Diskussion über die Effizienz ordnungsrechtlicher Regulierung, die auf anreizorientierter Analyse beruht und möglichst weitgehend empirisch fundiert ist. Dies erfordert vor allem eine sorgfältige und detaillierte Auseinandersetzung mit den Erfahrungen und Wahrnehmungen derer, die in der Praxis mit der Anwendung umweltrechtlicher Vorschriften befasst sind, insbesondere also der betreffenden Akteure in Unternehmen und Behörden. Der Umweltrat regt entsprechende Untersuchungen an (Tz. 237 ff.).

3 Aktuelle umweltpolitische Entwicklungen

3.1 Übergreifende Fragen

3.1.1 Die Nachhaltigkeitsstrategien der Europäischen Union und Deutschlands

3.1.1.1 Vorbemerkung

241. Die EU-Politik für eine nachhaltige Entwicklung ist derzeit durch mehrere Strategien bzw. Strategieentwürfe gekennzeichnet, deren Rolle und Verhältnis zueinander nach Auffassung des Umweltrates dringend klärungsbedürftig ist. Zu unterscheiden sind dabei

– die **Strategie Nachhaltiger Entwicklung,** die in ihren Grundzügen auf dem Europäischen Rat in Göteborg festgelegt wurde,

– das **VI. Umweltaktionsprogramm,** das als verbindlicher Beschluss der EU-Organe die Leitlinien der europäischen Umweltpolitik vorgibt und sich als umweltpolitischer Kernbestandteil einer EU-Nachhaltigkeitsstrategie versteht,

– der **„Cardiff-Prozess“,** der die Erarbeitung von „Sektorstrategien für die Einbeziehung der Umweltdimension“ vorsieht, und

– die **„Lissabon-Strategie“** für „Beschäftigung, Wirtschaftsreform und sozialen Zusammenhalt“, die die ökonomische und soziale Dimension der EU-Nachhaltigkeitsstrategie darstellt.

Der Europäische Rat von Göteborg im Juni 2001 offenbarte erhebliche Schwierigkeiten, diese Strategien hinreichend konkret und so wie geplant zu entwickeln: Weder konnte Einigkeit über die genaue inhaltliche Ausgestaltung der Nachhaltigkeitsstrategie erzielt noch der „Cardiff-Prozess“ hinsichtlich der Annahme aller Sektorstrategien abgeschlossen werden. Als schwierig erwies es sich auch, die verschiedenen Strategien miteinander in Einklang zu bringen. Der Umweltrat sieht daher Anlass, den bislang unvollendeten Prozess der multiplen Strategiebildung zu beurteilen. Dabei wird auch die Frage des Indikatorensystems anzusprechen sein, das die Umsetzung der genannten Strategien kontrollierbar machen soll. Vor diesem Hintergrund soll schließlich die bisherige Entwicklung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie bewertet werden.

3.1.1.2 Die Nachhaltigkeitsstrategie der Europäischen Union

3.1.1.2.1 Von Helsinki nach Göteborg – die Vorarbeiten der Europäischen Kommission

242. Auf der Riofolgekonferenz der Vereinten Nationen im Jahr 1997 in New York hat sich die Europäische Union zur Vorlage einer Nachhaltigkeitsstrategie bis zum Jahre 2002 verpflichtet. Um dieser Verpflichtung nachzukommen, forderte der Europäische Rat in Helsinki im Dezember 1999 die Europäische Kommission auf, einen Vorschlag für eine langfristige Strategie auszuarbeiten, die die verschiedenen Politiken der Gemeinschaft im Sinne einer wirtschaftlich, sozial und ökologisch nachhaltigen Entwicklung verbindet. Diese Nachhaltigkeitsstrategie sollte dem Europäischen Rat im Juni 2001 vorgelegt werden. Gleichzeitig sollte sie den Beitrag der Gemeinschaft zur 10-Jahres-Überprüfung des Rio-Prozesses im Jahre 2002 darstellen (Europäischer Rat, 1999b).

Unter Federführung des Präsidenten der Europäischen Kommission wurde diese Aufgabe zunächst von der „Prodi-Gruppe“ für „Wachstum, Wettbewerbsfähigkeit, Beschäftigung und Nachhaltige Entwicklung“, der mehrere Mitglieder der Kommission angehörten, wahrgenommen. Es dauerte rund ein Jahr, bis sich diese Gruppe auf die Grundzüge der Strategie einigen konnte. Auf dieser Grundlage erarbeitete eine Arbeitsgruppe der Generaldirektion Umwelt ein Konsultationspapier, das vom Europäischen Rat in Stockholm im März 2001 gebilligt wurde. Auf Vorschlag der schwedischen Ratspräsidentschaft wurde gleichzeitig entschieden, dass die Nachhaltigkeitsstrategie den später initiierten und bis dahin ausschließlich wirtschafts- und sozialpolitisch ausgerichteten „Lissabon-Prozess“ (s. Abschn. 3.1.1.5) um die Umweltdimension ergänzen sollte (Europäische Kommission, 2001a; Europäischer Rat, 2001a).

243. Einen Monat vor Beginn des Europäischen Rates in Göteborg, im Mai 2001, legte die Kommission ihren Vorschlag einer Nachhaltigkeitsstrategie vor. Der Strategieentwurf identifiziert sechs Schlüsselbereiche einer nachhaltigen Entwicklung (Europäische Kommission, 2001b):

– Klimawandel,

– Gefahren für die öffentliche Gesundheit,

– Armut und soziale Ausgrenzung,

– Überalterung der Bevölkerung,

– Schutz natürlicher Ressourcen (Rückgang der biologischen Vielfalt, steigendes Abfallaufkommen und Bodendegradation),

– Verkehrsüberlastung und ungleiche Regionalentwicklung.

Für vier dieser prioritären Themenbereiche – Klimawandel, Gesundheitsschutz, Schutz natürlicher Ressourcen sowie Verkehrs- und Flächenmanagement – formuliert der Entwurf im Folgenden konkrete, teilweise quantifizierte Umweltziele *(headline objectives)* sowie detaillierte

Maßnahmen *(measures)* zur Umsetzung dieser Ziele (zur ausführlichen Darstellung der Ziele und Maßnahmen siehe Tabelle 3.1.1-1). Damit konzentriert sich der Entwurf einer europäischen Nachhaltigkeitsstrategie auf die Konkretisierung der vier Umweltthemen. Die beiden sozialpolitischen Themenfelder der Armutsbekämpfung und der demographischen Entwicklung hingegen werden im Rahmen des parallel verlaufenden Lissabon-Prozesses behandelt.

244. Neben diesen relativ konkreten Umweltzielen und -maßnahmen formuliert der Kommissionsentwurf für eine Nachhaltigkeitsstrategie eine Reihe weiterer, übergreifender Ziele. So wird die fehlende Abstimmung zwischen den einzelnen Politikfeldern als ein zentrales Problem der Gemeinschaftspolitik hervorgehoben. Um die Kohärenz der Gemeinschaftspolitik zu verbessern, sollen künftig alle Politikinitiativen hinsichtlich ihrer möglichen ökonomischen, ökologischen und sozialen Auswirkungen bewertet werden. In allen Politikbereichen und insbesondere bei der Überarbeitung der Gemeinsamen Agrar-, Fischerei- und Verkehrspolitik soll das Prinzip der Nachhaltigkeit die zentrale Entscheidungsgrundlage darstellen. Die verbesserte Information der Öffentlichkeit und der systematische, frühzeitige Dialog mit Bürgern und Unternehmen werden als ebenso notwendig erachtet, wie die ökologische Korrektur von Marktpreisen. Diese soll hauptsächlich über den Abbau ökologisch schädlicher Subventionen und den Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente erfolgen. Betont wird ferner die Förderung von neuen, innovativen Technologien und die Berücksichtigung von Umweltbelangen im öffentlichen und privaten Beschaffungswesen. Gleichfalls soll sich die Europäische Union verstärkt in der internationalen Umweltpolitik engagieren, die Herausforderungen der Osterweiterung berücksichtigen und die Umweltpolitik anderer Länder, vor allem von Entwicklungsländern, fördern (Europäische Kommission, 2001b).

Tabelle 3.1.1.-1

Ziele und Maßnahmen des Kommissionsentwurfs einer Nachhaltigkeitsstrategie[1]

Problembereiche	Hauptziele	Maßnahmen auf EU-Ebene
Begrenzung des Klimawandels und gesteigerte Nutzung sauberer Energien	– Erfüllung der Verpflichtungen der EU im Rahmen des Kyoto-Protokolls – Weitere Reduktion der Treibhausgasemissionen um jährlich 1 Prozent bis 2020 gegenüber 1990 – Steigerung des Anteils alternativer Kraftstoffe auf 7 Prozent im Jahr 2010 und 20 Prozent im Jahr 2020	– *Stopp der Beihilfen für die Produktion und den Verbrauch fossiler Brennstoffe bis zum Jahr 2010* – *Annahme der Richtlinie über die Besteuerung von Energieprodukten bis zum Jahr 2002* – Vorschlag über die Einführung eines Systems handelbarer CO_2-Emissionslizenzen im Jahr 2001 – Vorschlag über die Förderung alternativer Kraftstoffe im Jahr 2001, Annahme im Jahr 2002 – Maßnahmen zur Förderung der Energieeffizienz (strengere Minimumstandards, Öko-Labeling) – Förderung der Forschung in den Bereichen Erneuerbare Energien und Kernenergie
Umgang mit Gefahren für die öffentliche Gesundheit	– Verankerung von Sicherheit und Qualität der Lebensmittel als Handlungsprinzip aller Akteure der Lebensmittelkette – Produktion und Nutzung von Chemikalien ohne signifikante Bedrohung der menschlichen Gesundheit und Umwelt bis zum Jahr 2020 – Wirkungsvolle Behandlung von Problemen im Zusammenhang mit Infektionskrankheiten und Antibiotikaresistenzen	– Schaffung einer europäischen Lebensmittelbehörde im Jahr 2002 – Verbesserung der Verbraucherinformation und Stärkung des Problembewusstseins durch Erziehung und Labeling – Verbesserung des Monitorings und der Kontrolle gefährlicher Substanzen in Lebensmitteln und in der Umwelt – Fortführung der Neuausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik; *schrittweise Einstellung* von *Tabaksubventionen* und Förderung alternativer Einkommensquellen – Erarbeitung einer Gemeinschaftsstrategie zur Förderung von Sicherheit und Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz – Anwendung der Rechtsvorschriften der neuen Chemikalienpolitik ab dem Jahr 2004; Vorlage eines Aktionsplans zur Reduktion von Antibiotikaresistenzen bis 2001 und von Instrumenten zur Kontrolle und zum Monitoring von Infektionskrankheiten bis 2005

Problembereiche	Hauptziele	Maßnahmen auf EU-Ebene
Verantwortungsbewussterer Umgang mit natürlichen Ressourcen	– Entkopplung von Wirtschaftswachstum, Ressourcenverbrauch und Abfallaufkommen – Stopp des Verlustes an biologischer Vielfalt bis zum Jahr 2010 – Nachhaltige Fischereiwirtschaft und Schutz der marinen Ökosysteme EU- und weltweit	– Entwicklung einer integrierten Produktpolitik zur Reduzierung des Abfallaufkommens – Verabschiedung der Gesetzgebung zur Umwelthaftung bis zum Jahr 2003 – Entwicklung eines Systems von Biodiversitätsindikatoren und eines Systems zur Messung von Ressourcenproduktivität bis zum Jahr 2003 – Weiter reichende Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik im Sinne eines transparenten Systems von Direktzahlungen für ökologische Leistungen – *Abbau von kontraproduktiven Subventionen der Fischereiwirtschaft; Reduzierung der EU-Fischereiflotte auf ein weltweit nachhaltigkeitsverträgliches Niveau*
Umbesserung des Verkehrssystems und der Flächennutzung	– Signifikante Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Verkehrszunahme – Stopp des Anstiegs des Straßenverkehrs durch Verlagerung des Transportaufkommens auf Schiene, Wasser und ÖPNV – *der Anteil des Straßenverkehrs soll 2010 nicht größer sein als 1998* – Förderung einer ausgeglichenen Regionalentwicklung durch Abbau regionaler ökonomischer Ungleichheit	– Vorschlag für einen Rahmen für Mautgebühren im Jahr 2002; ab 2005 sollen die Preise für die unterschiedlichen Verkehrsmittel deren externe Kosten reflektieren – Harmonisierung der Mautsysteme für Straßenverkehr bis zum Jahr 2010 – Vorschlag für eine Überarbeitung der Leitlinien für die transeuropäischen Verkehrsnetzwerke zur Annahme in 2003: Prioritäre Bevorzugung von Investitionen in öffentliche Verkehrsmittel, Schienen-, Wasserwege- und Kurzstreckenseeverkehr; Reduktion des Förderanteils für den Straßenverkehr in der Strukturpolitik – Liberalisierung der Märkte für Eisenbahn und Flugverkehr – Förderung der Telearbeit durch verstärkte Investitionen in Infrastruktur und Service der Telekommunikation – Beginn der Umsetzung des European Spatial Planning Observatory (ESPON); Bewertung der Kohärenz raumwirksamer Gemeinschaftspolitiken – Ausweitung der Einkommensmöglichkeiten in ländlichen Gebieten durch Steigerung des Förderanteils regionaler Entwicklungsprojekte im Rahmen der Agrarpolitik – Unterstützung lokaler Initiativen

SRU/UG2002/Abb. 3.1.1-1 nach Europäische Kommission, 2001b, S. 10 ff.

[1] Ziele und Maßnahmen, die auf dem Europäischen Rat von Göteborg gestrichen oder stark abgeschwächt wurden, sind kursiv gesetzt.

245. Hinsichtlich der Implementation und Revision der Strategie sieht die Kommission die Erarbeitung eines jährlichen Umsetzungsberichtes sowie die Vorlage von Schlüsselindikatoren bis zum Frühjahr 2002 vor. Die im Rahmen des „Cardiff-Prozesses“ (Abschn. 3.1.1.4) erarbeiteten sektorspezifischen Umweltintegrationsstrategien sollen mit den spezifischen Zielen der Nachhaltigkeitsstrategie abgestimmt werden. Gleichzeitig werden Reformen der Arbeitsmethoden aller EU-Institutionen eingefordert mit dem Ziel, die Kohärenz der Politiken im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung sicherzustellen. In diesem Zusammenhang kündigte die Kommission die Einführung eines „Runden Tisches zur nachhaltigen Entwicklung“ an: Zehn unabhängige Experten sollen dem Kommissionspräsidenten Vorschläge für den jährlichen Umsetzungsbericht und für die Verbesserung der Kohärenz der Gemeinschaftspolitiken insgesamt vorlegen. Ebenso soll die Strategie zu Beginn jeder Amtsperiode der Kommission umfassend bewertet werden. Schließlich ist eine Evaluation durch alle relevanten europäischen Interessenorganisationen alle zwei Jahre im Rahmen eines so genannten Stakeholder-Forums vorgesehen.

3.1.1.2.2 Der Europäische Rat von Göteborg

Beschlüsse

246. Der Europäische Rat in Göteborg im Juni 2001 konnte – entgegen dem ursprünglichen Zeitplan – keine Einigung über den Kommissionsvorschlag erzielen. Bedingt durch die späte Vorlage des Kommissionsvorschlags und den Widerstand verschiedener Mitgliedstaaten gegen zentrale Ziele und Maßnahmen wurden in den Schlussfolgerungen des Europäischen Rates von Göteborg lediglich Grundzüge einer europäischen Nachhaltigkeitsstrategie formuliert. Dabei wurde eine Reihe von Zielen und Maßnahmen des Kommissionsvorschlags gestrichen. Hierzu gehören insbesondere:

– die Reduktion der Treibhausgasemissionen um jährlich 1 % bis 2020,

– der Abbau der Beihilfen für die Produktion und den Verbrauch fossiler Brennstoffe bis 2010,

– das Auslaufen der Subventionen für die Tabakindustrie und

– die Verabschiedung der Richtlinie über die Besteuerung von Energieprodukten bis zum Jahr 2002.

Weitere Ziele und Maßnahmen wie etwa der Abbau von Subventionen in der Fischereiwirtschaft, die Reduzierung der EU-Fischereiflotte oder die Konstanthaltung des Anteils des Straßenverkehrs im Modal Split bis zum Jahr 2010 wurden nur in deutlich abgeschwächter Form verabschiedet. So soll der Fischereiaufwand jetzt nur noch unter „Berücksichtigung sozialer Auswirkungen und der Notwendigkeit, Überfischung zu vermeiden, an den verfügbaren Fischbestand angepasst werden" (Europäischer Rat, 2001b, RN 31; s. Abschn. 3.2.5.2). Für den Verkehrsbereich wird das weniger konkrete Ziel einer deutlichen Entkopplung von Wirtschafts- und Verkehrswachstum formuliert, das vornehmlich durch die Verkehrsverlagerung auf umweltfreundliche Verkehrsträger und deren Bevorzugung im Rahmen der Überarbeitung der Leitlinien für die transeuropäischen Verkehrsnetze erreicht werden soll. Darüber hinaus sollen ab dem Jahr 2004 die Preise der Nutzung der einzelnen Verkehrsträger die jeweiligen Kosten für die Gesellschaft besser widerspiegeln (Europäischer Rat, 2001b, RN 29).

247. Für den Themenbereich Klimawandel bekräftigen die Schlussfolgerungen des Europäischen Rates die Verpflichtungen des Kyoto-Protokolls. Die Ratifizierung und das Inkrafttreten des Protokolls werden für das Jahr 2002 angestrebt. Weiter soll der Anteil von Strom aus erneuerbaren Energien am Gesamtstromverbrauch in der Gemeinschaft bis zum Jahr 2010 einen Anteil von 22 % erreichen. Im Themenbereich Gesundheit wird die von der Kommission anvisierte neue Chemikalienpolitik bestätigt: Innerhalb einer Generation sollen Chemikalien nicht mehr zu erheblichen Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit führen. Die neuen Rechtsvorschriften sollen bis zum Jahr 2004 in Kraft treten. Die Kommission wird zudem bis Ende 2001 Aktionspläne im Zusammenhang mit Antibiotikaresistenzen und dem Ausbruch von Infektionskrankheiten vorlegen. Europäisches Parlament und Rat sollen sich zudem rasch über die Verordnung zur Schaffung einer europäischen Lebensmittelbehörde einigen.

Für den Themenbereich natürliche Ressourcen wird das Ziel der Entkopplung von Wirtschaftswachstum, Ressourcenverbrauch und Abfallaufkommen betont. Hierbei ist kritisch anzumerken, dass in der EU und in Industrieländern wie Japan und den USA eine Entkopplung des Ressourcenverbrauchs vom Wachstum des Bruttosozialprodukts grundsätzlich längst erreicht ist. Dies hat bisher jedoch einen absoluten Anstieg nicht ausgeschlossen (SCHOER et al., 2001; World Ressources Institute, 2000, S. 18 f.). Das Ziel muss daher die Rückführung des absoluten Ressourcenverbrauchs sein.

Der Europäische Rat unterstreicht das Ziel, bis zum Jahr 2010 eine Beendigung des Artenverlustes zu erreichen. In der Agrarpolitik soll künftig mehr Gewicht auf die Förderung gesunder, hochwertiger Nahrungsmittel, umweltfreundlicher Produktionsmethoden einschließlich ökologischer Erzeugung, erneuerbarer Rohstoffe und auf den Schutz der biologischen Vielfalt gelegt werden (Europäischer Rat, 2001b).

Die Rolle der Bundesregierung

248. Das Verhalten der Bundesregierung während der Verhandlungen in Göteborg ist differenziert zu bewerten. Positiv zu erwähnen ist ihr Engagement im Vorfeld und während des Gipfels, die Themen Landwirtschaft, Ernährung und Gesundheit in die Nachhaltigkeitsstrategie aufzunehmen. Nachdrücklich zu kritisieren ist hingegen die – am Ende auch durchgesetzte – Ablehnung der Abschaffung von Beihilfen für fossile Energieträger. Vonseiten des Umweltministeriums war diese seit langem auch von der OECD vertretene Forderung noch im Vorfeld begrüßt worden. Auch andere Mitgliedstaaten hatten eine Bereitschaft zur Diskussion signalisiert. In Göteborg hat sich die Bundesregierung dann aber – auf Druck des Wirtschaftsministeriums, der Steinkohlewirtschaft, der IG Bergbau, Chemie, Energie und des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen – dieser Forderung mit dem Argument verweigert, dass aus Gründen der Versorgungssicherheit ein nationaler Energiesockel von bis zu 15 % der Primärenergieversorgung unter Einbezug von Steinkohle und regenerativen Energien langfristig sicherzustellen sei. Die bereits hohe Abhängigkeit von Energieimporten dürfe nicht noch erhöht werden. Zudem entstünde durch einen Beihilfestopp kein Beitrag zum Umweltschutz, da lediglich heimische Kohle durch Importkohle ersetzt werden würde. Dagegen würden aber in erheblichem Umfang Arbeitsplätze und die Stabilität einzelner Regionen gefährdet (IG BCE, 2001; RAG, 2001). Zur Kritik dieser Haltung der Bundesregierung wird auf die Ausführungen im Klimaschutzkapitel (Tz. 511 ff.) verwiesen.

3.1.1.2.3 Von Göteborg nach Barcelona

249. Nachdem in Göteborg die Ziele des Kommissionsentwurfs erheblich abgeschwächt wurden, ist nun der Rat für Allgemeine Angelegenheiten beauftragt, die weitere Ausarbeitung einer europäischen Nachhaltigkeitsstrategie

zu koordinieren. Dies soll auf der Grundlage der Schlussfolgerungen von Göteborg und unter Berücksichtigung des ursprünglichen Kommissionsentwurfs, des VI. Umweltaktionsprogramms (Abschn. 3.1.1.3) und der im Rahmen des Cardiff-Prozesses erstellten Sektorstrategien für die Einbeziehung von Umweltbelangen (Abschn. 3.1.1.4) erfolgen (Europäischer Rat, 2001b, RN 20, 24 f.).

Beschlossen wurde ferner, dass die Kommission künftig auf den jährlichen Frühjahrstagungen des Europäischen Rates über die Fortschritte bei der Entwicklung und Umsetzung der Strategie berichten soll (Europäischer Rat, 2001b, RN 25). Hierzu soll die Kommission Leitindikatoren zur nachhaltigen Entwicklung erarbeiten und rechtzeitig vor der Frühjahrstagung 2002 mit dem Europäischen Rat abstimmen. Ein Entwurf hierzu, der sechs Umweltindikatoren mit den Schwerpunkten Klima und Transport enthielt, wurde Ende Oktober 2001 von der Kommission vorgelegt (COM(2001) 619 final) und vom Europäischen Rat im Dezember 2001 ergänzt (vgl. Tz. 266).

250. In ihrem Aktionsplan für die verbesserte Rechtsetzung soll die Kommission neben Maßnahmen zur Vereinfachung und Verbesserung der Rechtsetzung und der Anwendung des Gemeinschaftsrechts auch Mechanismen für die Prüfung und Bewertung aller wichtigen Maßnahmenvorschläge hinsichtlich ihrer wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Auswirkungen erarbeiten. Schließlich sind alle EU-Organe aufgefordert, die interne Koordination der Politiken zwischen den verschiedenen Bereichen zu verbessern. Die globale Dimension der nachhaltigen Entwicklung soll in einer Mitteilung der Kommission zum Weltumweltgipfel in Johannesburg vertiefend dargestellt werden. Nachhaltige Entwicklung soll zu einem Ziel der bilateralen Entwicklungszusammenarbeit und der Tätigkeit in allen internationalen Organisationen gemacht werden. Die EU soll den Zielwert für Entwicklungshilfe von 0,7 % des Bruttoinlandsprodukts so schnell wie möglich erreichen, sich für globales Umweltmanagement einsetzen und gewährleisten, dass sich Handel und Umwelt künftig gegenseitig unterstützen.

Mit seinen Schlussfolgerungen vom Dezember 2001 hat der Umweltministerrat auf die Koordinationsdefizite bei der Weiterentwicklung der EU-Nachhaltigkeitsstrategie reagiert (Rat der Europäischen Union, 2001a). Der Rat für Allgemeine Angelegenheiten soll zwar weiterhin mit der Koordinierung der horizontalen Entwicklung der Strategie beauftragt sein. Zusätzlich soll sich aber der Umweltministerrat mit Prioritäten, Zielen und Zeitplänen der Strategie befassen und so die Ergebnisse in die jährliche Bewertung und Weiterentwicklung der Strategie einbringen. Darüber hinaus regt der Umweltministerrat die Einsetzung einer Arbeitsgruppe hochrangiger Beamter für die Behandlung umweltpolitischer Aspekte der Strategie an. Auf deren Zusammensetzung und institutionelle Ansiedlung wird allerdings nicht näher eingegangen.

Schließlich wird eine Reihe von Maßnahmen genannt, deren Umsetzung der Strategie eine „praktische und frühzeitige Wirksamkeit“ verleihen soll. Dabei handelt es sich aber um bereits laufende oder bevorstehende Vorhaben, die unabhängig vom Prozess der Strategieerarbeitung vereinbart worden sind. Die in dem ursprünglichen Kommissionsentwurf für den Europäischen Rat in Göteborg vorgesehenen weit reichenden Ziele sollen aber weiterhin Berücksichtigung im Prozess der Strategieumsetzung finden.

3.1.1.2.4 Vorläufige Bewertung

251. Grundsätzlich positiv beurteilt der Umweltrat den in Gang gesetzten Prozess, der eine Strategieevaluation auf jedem Frühjahrsgipfel einschließt. Hierdurch ist eine wichtige Grundlage für einen langfristigen Lernprozess auf breiter Basis gelegt worden. Voraussetzung für eine effektive Politikevaluation ist allerdings die klare Festlegung möglichst quantifizierter, mit konkreten Umsetzungsfristen versehener Umweltziele und der Maßnahmen zu ihrer Erreichung. Dies ist – entgegen dem ursprünglichen Zeitplan – bisher nicht gelungen.

Inhaltlich ist die Abschwächung der vergleichsweise konkreten und weit reichenden Kommissionsvorlage durch den Europäischen Rat zu kritisieren. Insbesondere der vorläufige Verzicht auf den Abbau ökologisch nachteiliger Subventionen in den Bereichen Energie, Fischerei und Landwirtschaft sowie die Abkehr von dem Ziel einer jährlichen quantifizierten Reduktion der Treibhausgasemissionen und der Widerstand gegen die Einführung von Energiesteuern stellen hier einen deutlichen Rückschritt gegenüber der Kommissionsmitteilung dar.

Insgesamt ist der bisherige Prozess der Entwicklung einer europäischen Nachhaltigkeitsstrategie von vielfältigen Interessengegensätzen und einer Überforderung der mit diesem Prozess befassten Institutionen geprägt. Es besteht keine hinreichende Klarheit der Ziele, Verfahren und Zuständigkeiten für den Prozess der Strategieerstellung. Weder die Kommission noch die Ratspräsidentschaft konnten eine zentrale steuernde Koordination des Formulierungsprozesses in ausreichendem Maß gewährleisten: Die Strategieerarbeitung bis zum Gipfel in Göteborg litt unter einer unzureichenden Vorbereitung und Vorabstimmung sowohl seitens der Kommission als auch seitens der Ratspräsidentschaft, die die Lage nicht richtig eingeschätzt und die Mitgliedstaaten vor dem Gipfel unter einen problematischen Zeitdruck gesetzt haben. Die Vorarbeiten in der Kommission kamen erst sehr langsam in Gang und endeten mit einem spät vorgelegten Textentwurf. Aufgrund der knappen Zeit für regierungsinterne Abstimmungsprozesse bestand vonseiten der Mitgliedstaaten kaum Bereitschaft, eine Strategie mit zum Teil weit reichenden Zielen zu verabschieden. Auch seitens der Bundesregierung fehlte offenbar die Motivation oder die personelle Kapazität, die Strategiebildung auf europäischer Ebene voranzutreiben. Ob der Rat für Allgemeine Angelegenheiten die ihm zugedachte Koordinierungsaufgabe wird erfüllen können, ist eine offene Frage: Die erheblichen Probleme dieses Rates, in anderen Politikfeldern entsprechende Koordinierungsaufgaben wahrzunehmen, lassen Zweifel zumindest angebracht erscheinen. Daher ist eine Kooperation mit dem Umweltministerrat, die nun auch erfolgen soll, unerlässlich. Dabei kann auf

die gute Erfahrung einer modellhaften Kooperation von Umwelt- und Sektorakteuren bei der Erarbeitung eines Indikatoren- und Zielsystems für den Verkehrssektor (EEA, 2001a) zurückgegriffen werden.

Es besteht die Gefahr, dass die Abschwächung des Kommissionsentwurfs der Nachhaltigkeitsstrategie auch die unerlässliche Integration von Umweltbelangen in alle Politikbereiche (Cardiff-Prozess) beeinträchtigt. Durch die bloße Addition eines Umweltkapitels zu der sozio-ökonomischen Lissabon-Strategie wird der Nachhaltigkeitsstrategie bisher eher eine beigeordnete, jedoch keine übergeordnete Rolle zugewiesen. Die vom Europäischen Rat in Laeken beschlossenen Headline-Indikatoren für die Lissabon-Strategie (Tz. 265 f.) lassen eine deutlich nachrangige Rolle des Umweltschutzes erkennen. Der weiter gehende Ansatz, der die Nachhaltigkeitsstrategie als übergeordnetes Konzept ansieht, welches den Lissabon-Prozess, das Umweltaktionsprogramm und mit ihm den Cardiff-Prozess integriert (vgl. JIMÉNEZ-BELTRÁN, 2001a, S. 5), würde erhebliche Überarbeitungen und Präzisierungen erfordern. Eine umweltpolitische Neuorientierung auch des Lissabon-Prozesses wäre dabei sinnvoll.

3.1.1.3 Das VI. Umweltaktionsprogramm

252. Das VI. Umweltaktionsprogramm 2001 bis 2010 mit dem Titel „Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand“ soll einerseits Bestandteil der Nachhaltigkeitsstrategie sein. Andererseits unterliegt es aber der formellen Beschlussfassung durch die EU-Gremien (Verfahren der Mitentscheidung) und hat dadurch einen höheren Grad an Verbindlichkeit. Träger der Programmformulierung war hier nicht die Kommission bzw. die speziell eingesetzte „Prodi-Gruppe“, sondern die Generaldirektion (GD) Umwelt (Europäische Kommission, 2001c). Der Programmformulierung war eine detaillierte kritische Evaluation des V. Umweltaktionsprogramms von 1993 und seiner Umsetzungsdefizite vorausgegangen (Europäische Kommission, 2000; vgl. DONKERS, 2000). Der von der GD Umwelt im Januar 2001 vorgelegte erste Entwurf unterschied sich deutlich von der detaillierten Zielstruktur des V. Umweltaktionsprogramms und wurde wegen seiner Unbestimmtheit und des fast vollständigen Fehlens konkreter Ziele und Zeitvorgaben vielfach kritisiert. An der Kritik beteiligten sich nicht nur die Umweltverbände und das European Consultative Forum (EEB 2001a, European Consultative Forum on Environment and Sustainable Development, 2001), sondern auch die anderen EU-Organe wie etwa der Wirtschafts- und Sozialausschuss (European Economic and Social Committee, 2001) und das Europäische Parlament, das nach erster Lesung 222 Änderungsvorschläge vorlegte (Rat der Europäischen Union, 2001b).

Auf der Tagung des Umweltministerrates am 8. März 2001 hat sich auch die überwiegende Mehrheit der Mitgliedstaaten kritisch zur Beschlussvorlage der Kommission geäußert. Auch die deutsche Regierung bekundete ihre Enttäuschung und kritisierte, dass die von der Kommission vorgeschlagenen Ziele zu allgemein und nicht quantifiziert seien und keine konkreten Zeitpläne enthielten. Dies sei um so bedauerlicher, als es bereits zahlreiche wissenschaftlich abgesicherte Umweltziele gebe. Weiterhin forderte die deutsche Regierung eine bessere Verankerung des Mechanismus der Politikintegration (UMWELT, 5/2001, S. 284). Der Deutsche Bundestag schloss sich dieser Kritik an und forderte zugleich „sektorspezifische Ziele und prozedurale Vorkehrungen für eine wirksame Integrationspolitik“ (Bundestagsdrucksache 14/6423, S. 4). In der Ratsfassung der Beschlussvorlage zum VI. Umweltaktionsprogramm vom Juni 2001 wurde die allgemeine Kritik aber nur vergleichsweise wenig aufgegriffen (Council of the European Union, 2001). Die wenigen quantitativen Ziele betreffen weiterhin lediglich den Klimaschutz und stellen überdies Verweise auf bestehende Beschlusslagen (Kyoto-Ziel) dar. Konkretisierungen in den verschiedenen Politiksektoren sollen im Lauf der nächsten Jahre erfolgen.

Auch das Europäische Parlament hat in seiner zweiten Lesung im Januar 2002 von seiner ursprünglich sehr kritischen Haltung gegenüber dem Kommissionsentwurf teilweise Abstand genommen. Der Umweltausschuss hatte eine Beschlussempfehlung vorgelegt, die zahlreiche Vorschläge für konkrete mittel- und langfristige Ziele enthielt (MYLLER, 2001). Vom Plenum wurden die meisten der ambitionierten Zielvorschläge aber abgelehnt. Angenommen wurden lediglich die Zielvorschläge für den Klimaschutz und den Verkehrsbereich. Diese betreffen die Verringerung der CO_2-Emissionen um 1 % jährlich bis zum Jahr 2020 gegenüber dem Stand von 1990, die Stabilisierung der verkehrsbedingten CO_2-Emissionen bis 2008/2012 und die deutliche Entkopplung von Verkehrswachstum und Bruttosozialprodukt. Das Europäische Parlament fordert im Gegensatz zum Rat – und nach Meinung des Umweltrates zu Recht – auch, dass die thematischen Schwerpunktstrategien nicht von der Kommission allein, sondern im Verfahren der Mitentscheidung erarbeitet werden sollen. Nach Auffassung des Europäischen Parlaments sollen diese auch nicht erst in fünf, sondern bereits in drei Jahren vorgelegt werden. Zudem spricht sich das Europäische Parlament für die Förderung und Harmonisierung der Umweltsteuern auf europäischer Ebene aus (Europäisches Parlament, 2002). Insbesondere aufgrund dieser Forderung gilt die Anrufung des Vermittlungsausschusses als wahrscheinlich (ENDS vom 18. Januar 2002).

253. Zentral für das VI. Umweltaktionsprogramm ist die Prioritätenfestlegung auf vier thematische Schwerpunkte:

- Klimawandel,
- Naturschutz und Biodiversität,
- Umwelt, Gesundheit und Lebensqualität,
- Natürliche Ressourcen und Abfall.

Drei dieser Bereiche (Klimaschutz, Ressourcenschutz, Umwelt und Gesundheit) decken sich mit den entsprechenden Schwerpunkten der Nachhaltigkeitsstrategie der EU (Tz. 243). Für den vierten Themenbereich (hier Naturschutz – dort Mobilität) ist die Prioritätensetzung dagegen nicht identisch. Für die vier thematischen

Schwerpunkte werden allgemeine Zielvorgaben *(objectives)* gemacht. Der Verlust an Artenvielfalt soll beispielsweise bis 2010 gestoppt werden. Produktion und Nutzung chemischer Stoffe sollen spätestens 2020 keine wesentlichen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit mehr haben. Diese und andere Zielvorgaben sollen in „thematischen Strategien“ konkretisiert werden, die von der Kommission spätestens fünf Jahre nach Verabschiedung des Programms vorzulegen sind. Bereits beschlossen ist die Erarbeitung thematischer Strategien in den Bereichen Bodenschutz, Meeresumwelt, Pestizideinsatz, Luftverschmutzung, Ressourceneffizienz, Recycling und städtische Umweltqualität. Weitere Themenbereiche sollen noch bestimmt werden.

Im Übrigen verfolgt das VI. Umweltaktionsprogramm ausdrücklich einen „strategischen“ Ansatz. Dieser soll nicht nur in neuen Gesetzen und in einer effektiveren Implementation bestehen, sondern auch weitere Anstrengungen hinsichtlich einer Integration von Umweltbelangen in alle Bereiche der EU-Politik beinhalten, die eine ex-ante Evaluation politischer Maßnahmen und Programme einschließen. Dabei wird auch die konsequente Anwendung der Strategischen Umweltverträglichkeitsprüfung betont. Zum strategischen Ansatz zählt auch die generelle Förderung nachhaltiger Produktions- und Konsummuster, die Förderung umweltfreundlicher öffentlicher und privater Nachfragestrukturen, die Verbesserung von Haftungsregeln, nachhaltige Flächennutzung und insgesamt eine breite Kooperationspraxis.

254. Bewertung:

– Konkrete, quantitative Ziele fehlen im Entwurf des VI. Umweltaktionsprogramms fast gänzlich. Die festgestellten Vollzugsdefizite bei den konkreten Zielvorgaben des V. Umweltaktionsprogramms haben nicht zu Anstrengungen für einen besseren Vollzug geführt. Vielmehr deutet sich mit dem Entwurf des VI. Umweltaktionsprogramms – entgegen der formellen Bekundung – eine tendenzielle Abkehr vom Ansatz der zielorientierten Umweltpolitik (Management by Objectives, vgl. SRU, 2000, Kapitel 1) und die Rückkehr zu einem ergebnisoffenen Inkrementalismus an (vgl. DEMMKE, 2001; HEY, 2001; HEINELT et al., 2000; KNILL und LENSCHOW, 2000).

– Weitere Konkretisierungen von Zielen und Maßnahmen werden mit Hinweis auf die ausstehende Ausarbeitung thematischer Strategien auf die fernere Zukunft verschoben.

– Der explizite Widerstand auch der GD Umwelt gegen konkrete Zielvorgaben ist für den Umweltrat ebenso wenig nachvollziehbar wie die Begründung, dass die wissenschaftlichen Grundlagen hierfür noch nicht erarbeitet seien. Auch von der schwedischen Präsidentschaft hätte angesichts der derzeitigen Vorreiterrolle des Landes auf diesem Gebiet ein entschiedeneres Eintreten für einen prozedural klar festgelegten, zielorientierten und insoweit in seinen Wirkungen überprüfbaren Ansatz der Umweltstrategie erwartet werden können (vgl. KAHN, 2000; LUNDQVIST, 1998).

– Das Verhältnis der noch zu entwickelnden thematischen Strategien des VI. Umweltaktionsprogramms zu den sektoralen Strategien des Cardiff-Prozesses (Tz. 255 ff.) bleibt weitgehend ungeklärt. Das Umweltaktionsprogramm müsste hier eine deutlich klarere Orientierungsfunktion für die verursachernahen Politiksektoren erhalten. Insbesondere im Hinblick auf die generell betonte Innovationsorientierung der EU-Umweltpolitik wären kalkulierbare Zielvorgaben wünschenswert.

– Nach Form und Inhalt sieht der Umweltrat den vorliegenden Entwurfsstand für das VI. Umweltaktionsprogramm als einen Rückschritt gegenüber dem V. Umweltaktionsprogramm an. Auch der Vergleich mit dem konkreteren und weiter reichenden Kommissionsvorschlag für eine europäische Nachhaltigkeitsstrategie verdeutlicht die Schwäche des VI. Umweltaktionsprogramms. Im Hinblick auf die noch ausstehende Weiterentwicklung des Programms empfiehlt der Umweltrat der Bundesregierung, auf grundlegende Verbesserungen in den genannten Punkten hinzuwirken. Sollte eine entsprechende Umarbeitung des Umweltaktionsprogramms im weiteren Beratungsprozess von Rat, Parlament und Kommission unterbleiben, ist darauf zu achten, dass wenigstens die thematischen Schwerpunktstrategien problemgerechte Zielvorgaben, konkrete Maßnahmen und wirksame Überprüfungsmechanismen für die Umweltpolitik auf europäischer Ebene enthalten.

Die weitgehend identische thematische Ausrichtung des Umweltaktionsprogramms und der Nachhaltigkeitsstrategie – drei von vier prioritären Themenfeldern des VI. Umweltaktionsprogramms decken sich mit denen des Entwurfs für eine EU-Nachhaltigkeitsstrategie – wirft schließlich die Frage nach dem Verhältnis dieser beiden Programme zueinander auf. Insbesondere angesichts der im März 2001 auf dem Europäischen Rat in Stockholm beschlossenen Neudefinition der EU-Nachhaltigkeitsstrategie als ökologische Dimension des Lissabon-Prozesses stellt sich die Frage nach einer möglichen Integration beider Programme. Das derzeitige, inkrementalistisch zustande gekommene Nebeneinander des VI. Umweltaktionsprogramms und des umweltpolitischen Teils der Nachhaltigkeitsstrategie erscheint jedenfalls als wenig sinnvoll und führt eher zu einer Schwächung als zu einer Stärkung der EU-Umweltpolitik.

3.1.1.4 Der Cardiff-Prozess der sektoralen Politikintegration

255. Grundlage des Cardiff-Prozesses ist Artikel 6 des EG-Vertrages in der Fassung des Vertrages von Amsterdam, der die Einbeziehung der „Erfordernisse des Umweltschutzes (...) insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung“ in die Politiken und Maßnahmen der Gemeinschaft verlangt (vgl. KRAEMER, 2000). Die einzelnen Fachministerräte sind durch die Beschlüsse des Europäischen Rates von Cardiff (1998) gehalten, sektorale Integrationsstrategien zu erarbeiten. Dabei wurde in der Praxis meist nach einem zweistufigen Prozedere

verfahren: Zunächst erfolgte die Vorlage eines Arbeitsberichts, darauf die Vorlage der Strategie. Beide müssen vom Europäischen Rat angenommen werden. Dabei liefert in der Regel die Kommission die Informationen für die Erstellung und für die Überprüfung der Berichte und Strategien (statt vieler KRAAK et al., 2001).

Als Initiator und Kontrollinstanz des Cardiff-Prozesses fungiert der Europäische Rat, in dem die Staats- und Regierungschefs der Mitgliedstaaten und der Präsident der Europäischen Kommission zusammenkommen. Der Europäische Rat legt nach dem EG-Vertrag die allgemeinen politischen Zielvorstellungen der Europäischen Union fest, de facto ist er das zentrale Entscheidungsgremium für wesentliche strittige Fragen insbesondere institutioneller und finanzieller Art, auch wenn er selbst keine unmittelbar rechtsverbindlichen Entscheidungen treffen kann. Vom Europäischen Rat zu unterscheiden ist der „Rat" im Sinne des EG-Vertrages, neuerdings meist als Rat der Europäischen Union bezeichnet, der sich je nach Politikbereich aus den zuständigen nationalen Fachministern zusammensetzt. Im Rahmen der EU verfügt in der Regel der Rat der Europäischen Union – in weiten Bereichen gemeinsam mit dem Europäischen Parlament – über die Entscheidungsbefugnis insbesondere in Angelegenheiten der Gesetzgebung. Bei seinen Beschlüssen ist er von Vorarbeiten der Kommission abhängig, die allein über das formelle Initiativrecht für europäische Gesetzgebungsakte verfügt. Der Cardiff-Prozess stellt in diesem Gefüge den Versuch dar, über die Leitfunktion des Europäischen Rates auf die fachprogrammatische und gesetzgeberische Arbeit des in Fachministerräte differenzierten Rates der Europäischen Union im Sinne einer nachhaltigkeitsorientierten Politikintegration einzuwirken.

3.1.1.4.1 Der Verlauf des Cardiff-Prozesses

256. Auf Ersuchen des Europäischen Rates von Luxemburg im Dezember 1997 unterbreitete die Kommission dem Europäischen Rat von Cardiff im Juni 1998 ein Strategiepapier mit Leitlinien zur Einbeziehung des Umweltschutzes in andere Politikbereiche. Hauptpunkte waren die Abschätzung der Umweltfolgen aller wichtigen Gemeinschaftsinitiativen und deren Berücksichtigung in der Entscheidungsfindung, die Festlegung von sektoralen Integrationsstrategien, Erfolgsindikatoren und Überwachungszielen, die Benennung von prioritären Maßnahmen in Schlüsselbereichen und die regelmäßige Überprüfung der Fortschritte (Europäische Kommission, 1998).

Der Europäische Rat von Cardiff forderte alle relevanten Fachräte daraufhin auf, Integrationsstrategien zu erarbeiten. Fortschritte sollten unter Berücksichtigung der Kommissionsempfehlungen ständig beobachtet und Erfolgsindikatoren entwickelt werden. In einer ersten Runde begannen die Fachministerräte für Energie, Verkehr und Landwirtschaft mit der Erarbeitung sektoraler Integrationsstrategien. Der Europäische Rat in Wien im Dezember 1998, zu dem die Räte für Energie, Verkehr und Landwirtschaft ihre Arbeitsberichte vorlegten, erweiterte diesen Kreis in einer zweiten Runde um die Räte für Entwicklung, Binnenmarkt und Industrie, der EU-Gipfel in Köln im Juni 1999 in einer dritten Runde um die Räte für Allgemeine Angelegenheiten, Wirtschaft und Finanzen (ECOFIN) und Fischerei (Europäischer Rat, 1999a, 1998a, 1998b, vgl. LENSCHOW 2002; FERGUSSON, et al., 2001; KRAAK et al., 2001; GRIMEAUD, 2000; KRAEMER, 2000; SCHEPELMANN, 2000).

257. Eine erste grundlegende Evaluation des Integrationsprozesses wurde von dem Europäischen Rat von Helsinki im Dezember 1999 vorgenommen. Die vorgelegten Strategien der Räte für Energie, Verkehr und Landwirtschaft und die Arbeitsberichte der Räte für Industrie, Binnenmarkt und Entwicklung wurden – mit Verweis auf bestehenden Verbesserungsbedarf – angenommen. An alle Räte erging die Aufforderung, die Arbeiten bis zum Europäischen Rat in Göteborg im Juni 2001 abzuschließen und vollständige Strategien einschließlich möglicher Ziele, Zeitpläne und Indikatoren vorzulegen. In Göteborg sollte der Prozess abschließend bewertet werden, um danach in die Phase der Implementation der Strategien überzugehen. Rat und Kommission wurden diesbezüglich auf die Entwicklung von Instrumenten zur Evaluierung und zur geregelten Fortschreibung verpflichtet (Europäischer Rat, 1999b).

Im Vorfeld des Europäischen Rates von Göteborg wurden weitere Arbeitsberichte vom Rat für Fischerei und von ECOFIN erstellt. In Göteborg legten die Räte für Binnenmarkt und Entwicklung fertige Strategien, die Räte für Fischerei und Industrie vorläufige Strategien, der Rat für Allgemeine Angelegenheiten einen Arbeitsbericht und die Räte für Energie, Verkehr und Landwirtschaft revidierte Strategien vor. Da alle Strategien nicht oder unzureichend die vom Europäischen Rat von Helsinki geforderten Zeitpläne für Maßnahmen, Ziele und Indikatoren enthielten, wurde der Prozess der Strategieerstellung nicht, wie ursprünglich geplant, abgeschlossen, sondern es wurden die Fachräte aufgefordert, ihre Strategien weiterzuentwickeln und zu vollenden. Die Vorgaben des sechsten Umweltaktionsprogramms und der europäischen Nachhaltigkeitsstrategie sind dabei zu berücksichtigen. Zum Europäischen Rat im Frühjahr 2002 sollen die Ergebnisse erneut vorgelegt werden und danach ihre Umsetzung finden (Europäischer Rat, 2001b).

3.1.1.4.2 Analyse und Bewertung der einzelnen Integrationsstrategien

258. Der Gedanke, Umweltpolitik nicht auf einen spezialisierten Politiksektor zu beschränken, sondern als Querschnittspolitik zu betreiben, ist in Deutschland bereits zu Beginn der Siebzigerjahre thematisiert worden (vgl. Tz. 274). Die Notwendigkeit der Entwicklung sektoraler Umweltstrategien und einer entsprechenden „Internalisierung der Verantwortung" in die verursachernahen Politikbereiche ist heute unstrittig. Mit dem neu gefassten Artikel 6 des EG-Vertrages hat der Gedanke der Umweltpolitikintegration, der früher im Umweltkapitel des Vertrages verankert war (Artikel 130 r Abs. 2 2 EGV a. F.), eine deutlichere, für alle Politikbereiche sichtbarere konstitutionelle Verankerung gefunden. Seit Cardiff war die Politikintegration ein Thema auf allen EU-Gipfeln. Ohne Zweifel ist dabei ein Lernprozess auf europäischer

Ebene in Gang gekommen (LENSCHOW, 2002; GRIMEAUD, 2000).

Die bisherigen Resultate bleiben aber nach Auffassung des Umweltrates deutlich hinter den Erwartungen und Notwendigkeiten zurück. Kein Fachministerrat hat die Beschlüsse des Europäischen Rates von Helsinki umgesetzt, zum EU-Gipfel in Göteborg eine umfassende Strategie mit konkreten Zielen, Zeitplänen und Indikatoren vorzulegen. Der politische Stellenwert der Strategien ist bisher unklar. Der Prozess ist relativ unkoordiniert, ohne klare Vorgaben und ohne eine zentrale Steuerungsinstanz verlaufen. Das Europäische Parlament und Interessenorganisationen, aber auch die einzelnen nationalen Umweltministerien waren formal kaum beteiligt. Maßgeblich war der Prozess davon abhängig, ob sich die jeweilige Präsidentschaft des Themas angenommen hat oder ob von Einflussfaktoren wie laufenden Reformprozessen (z. B. erneuerbare Energien), Krisensituationen (z. B. Landwirtschaft, Fischerei) oder internationalen Verhandlungen (z. B. Klimapolitik) ein Handlungsdruck ausging (KRAAK, et al., 2001; KRAEMER et al., 2000; SCHEPELMANN, 2000).

Aufgrund der fehlenden inhaltlichen Vorgaben, der mangelnden Koordination und Ergebnisverantwortung variieren die einzelnen Strategien hinsichtlich ihres methodischen Ansatzes, ihrer Reichweite und Verbindlichkeit stark. Unter der finnischen Ratspräsidentschaft wurden zwar informelle Kriterien zum Aufbau und Inhalt der Strategien entwickelt. Demnach sollten diese eine Analyse der relevanten Umweltprobleme und Trendverläufe beinhalten, über ergriffene Maßnahmen berichten und Leitbilder, Qualitäts- und Handlungsziele beschreiben, neue Maßnahmen mitsamt Zeitplänen und verantwortlichen Akteuren benennen und Indikatoren sowie Mechanismen des Monitoring, der Evaluation und der regelmäßigen Fortschreibung enthalten. Bislang entspricht aber keine der Strategien diesen Anforderungen zur Gänze. Das Ausmaß der Berücksichtigung der einzelnen Kriterien wird in Tabelle 3.1.1-2 dargestellt (vgl. FERGUSSON et al., 2001).

Insgesamt zeigt sich, dass kein allgemein akzeptiertes Verständnis der Umweltpolitikintegration existiert. Zwischen Umwelt- und Nachhaltigkeitsintegration besteht ein ungeklärtes Verhältnis, besonders dort, wo nachhaltige Entwicklung im Sinne des Drei-Säulen-Konzepts (Wirtschaft-Soziales-Umwelt) definiert wird (Tz. 30 f.).

Tabelle 3.1.1-2

Bewertung der Integrationsstrategien

	Energie	Transport	Landwirtschaft	Binnenmarkt	Industrie	Entwicklung	ECOFIN	Fischerei	Allg. Angelegenheiten
umfassende Problemanalyse	–	+	–	–	–	–	–	+	–
Leitbilder, Qualitätsziele	+	++	+	–	+	–	–	+	+
quantifizierte Handlungsziele	––	––	––	––	––	––	––	––	––
Maßnahmen inklusive Zeitpläne	–	+	+	–	–	–	–	+	–
Benennung verantwortlicher Akteure für die Implementation	+	–	+	+	+	+	–	+	+
Indikatorenentwicklung, Erfolgskontrolle	+	++	+	–	+	–	–	+	–
Monitoring, Evaluation	+	+	–	–	–	–	+	–	––

SRU/UG2002/Abb. 3.1.1-2 nach FERGUSSON et al., 2001, S. 15

– geringfügige Berücksichtigung
–– keine Berücksichtigung
\+ stärkere Anstrengungen, aber insgesamt noch unzureichende Berücksichtigung
++ relativ umfassende, zufrieden stellende Berücksichtigung

259. Die erheblichen Unterschiede der Strategien ermöglichen bislang nur einige generalisierende Aussagen. Ein universelles Defizit betrifft die Problemanalyse: Nur die Strategien der Räte Verkehr und Fischerei enthalten eine annähernd ausreichende Analyse der relevanten Umweltprobleme und der Problemverantwortung ihrer Sektoren. In den anderen Bereichen bleibt die Problemanalyse und -formulierung vage. Ein starker wissenschaftlicher Input zu Beginn der Strategieformulierung hat nicht stattgefunden, häufig wurden selbst die Arbeiten der Europäischen Umweltagentur nicht berücksichtigt. Während die Strategien im Hinblick auf qualitative Zielvorgaben beträchtliche Unterschiede aufweisen, enthält keine der Strategien neue quantifizierte Ziele und wirklich neue Maßnahmen mit Zeitplänen für ihre Umsetzung. Vielmehr wird häufig eine Aufzählung bereits beschlossener oder geplanter Maßnahmen vorgenommen. Die Berücksichtigung der Verpflichtungen der internationalen Umweltpolitik (Klima, Biodiversität) erfolgt unzureichend oder gar nicht. Die Fortschreibung bzw. geringfügige Änderung bisheriger Ansätze wird mithin als ausreichend erachtet. Auch die Arbeiten an Indikatoren, Monitoring und Evaluierung sind – bis auf den Bereich Verkehr mit dem Indikatorensystem TERM – bislang unzulänglich. Dagegen ist die Verpflichtung, Verantwortlichkeiten für die Implementation der einzelnen Inhalte zu benennen, besser umgesetzt worden.

Im Vergleich der einzelnen Ratsformationen sind für die Räte Verkehr, Energie, Landwirtschaft, aber auch Fischerei die vergleichsweise größten Fortschritte zu verzeichnen. Zum einen liegt dies an dem zeitlichen Vorsprung. Andererseits sind die Kontextbedingungen für die Strategieentwicklung in diesen Bereichen günstiger: Landwirtschaft, Energie, Fischerei und Verkehr sind schon vor dem „Cardiff-Prozess“ Gegenstand von Integrationsbemühungen gewesen, z. B. im Rahmen des V. Umweltaktionsprogramms. Die für Industrie, Binnenmarkt oder Wirtschaft und Finanzen zuständigen Fachräte haben in der Vergangenheit zwar häufig umweltpolitische Belange in ihrem Sinne beeinflusst, waren jedoch selten selber Adressat der Integration von Umweltbelangen. Von ihnen wird auch ein vorwiegend wirtschaftsbezogener, umweltpolitisch restriktiver Nachhaltigkeitsbegriff verwendet.

260. Nach Auffassung des Umweltrates muss die Umweltpolitikintegration auf europäischer Ebene als eine langfristige Aufgabe verstanden werden, die einen langen Atem erfordert. Dass verursachernahe Politiksektoren wie Wirtschaft und Industrie, Verkehr, Energie oder Landwirtschaft binnen ein bis zwei Jahren problemgerechte Integrationsstrategien erarbeiten würden, war vor dem Hintergrund der Erfahrungen mit der Politikintegration auf nationaler Ebene nicht zu erwarten. Deshalb sind nicht so sehr die inhaltlichen Defizite der Strategien zu kritisieren: das eigentliche Problem ist die unzureichende Institutionalisierung des „Cardiff-Prozesses“. Es bedarf eines gezielten Verfahrens der Internalisierung von Verantwortung, das die verursachernahen Politiksektoren – gemeinsam mit ihrer Klientel – mit den ungelösten Umweltproblemen ihres Verantwortungsbereichs konfrontiert und einen entsprechenden Diskurs über Problemlösungen auslöst (vgl. SRU, 2000, Kap. 1).

Der gesamte Prozess hängt bisher in zu starkem Maß von der jeweiligen Präsidentschaft des Europäischen Rates ab. Es fehlt eine Koordinierungs- und Steuerungsinstanz, die in der Lage ist, Fortschritte zu überprüfen, mangelhafte Umsetzung anzumahnen und die Abstimmung zwischen Umwelt- und anderen Fachräten zu koordinieren. Zwar wurde eine so genannte Integration Unit bei der GD Umwelt eingerichtet. Sie stößt aber bei den meist stärkeren „verursachernahen“ Generaldirektionen auf Widerstand (KRAAK und ZIMMERMANN-STEINHART, 2001). Dieser Ansatz einer horizontalen Koordination durch die vergleichsweise schwache Umweltadministration kann nicht ausreichen. Auch der Umweltministerrat ist zu einer entsprechenden Koordinierungs- und Steuerungsleistung nicht in der Lage: Weder ist er dazu formell ermächtigt, noch kann er informell erheblichen politischen Einfluss ausüben. Der Europäische Rat wäre zu einer solchen Koordinierungsleistung in der Lage, verfügte aber bisher weder über die kompetente institutionelle Vorbereitung noch über die zeitlichen Ressourcen, sich eingehend mit Angelegenheiten der Umweltpolitikintegration zu beschäftigen (Tz. 272 f.).

3.1.1.5 Die Lissabon-Strategie

261. Die vom Europäischen Rat in Lissabon im März 2000 formulierte Wirtschafts- und Sozialkonzeption ist gewissermaßen das Basisprogramm der EU, in das die Strategie einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung nachträglich eingefügt wurde. Nach Vollendung des Binnenmarktes und der Währungsunion war zunächst die Notwendigkeit gesehen worden, die bestehenden Grundzüge der Wirtschaftspolitik (Luxemburg-Prozess 1997 und Köln-Prozess 1999) besser zu koordinieren und um sozial- und beschäftigungspolitische Inhalte zu ergänzen. Zu neuen strategischen Zielen wurden dauerhaftes Wirtschaftswachstum, zusätzliche und qualitativ höherwertige Arbeitsplätze sowie eine Verstärkung des sozialen Zusammenhalts erhoben. Es lag nahe, die langfristige Umweltstrategie – auch im Sinne des Postulats der Politikintegration – nicht isoliert von diesem Strategiekonzept zu entwickeln.

Anders als im Falle des VI. Umweltaktionsprogramms formulierte der Europäische Rat in der Lissabon-Strategie zentrale quantitative Zielvorgaben und Zeithorizonte zu ihrer Verwirklichung. Danach soll eine Erhöhung des Anteils der Beschäftigten an der Erwerbsbevölkerung von 61 % im Jahr 2000 auf 70 % im Jahr 2010 erfolgen und die Beschäftigungsquote für Frauen von heute durchschnittlich 51 % auf 60 % im Jahr 2010 ansteigen. Es wird ein Wachstumspfad von 3 % angestrebt. Die Entwicklung von geeigneten Indikatoren für die effektive Überwachung der Fortschritte ist vorgesehen. Der Europäische Rat soll jedes Frühjahr die Einhaltung des Fahrplans von Lissabon überprüfen und gegebenenfalls neue Etappenziele vorgeben (vgl. Europäischer Rat, 2000). Der Umweltrat begrüßt, dass in diese Prüfung nunmehr auch die ökologische Dimension der Nachhaltigkeit einbezogen wird.

262. Der Lissabon-Prozess geht davon aus, dass Wohlstand und Wettbewerbsfähigkeit nicht allein durch den einheitlichen Binnenmarkt erreicht werden, sondern weitere Faktoren dafür notwendig sind. Gefordert wird ein makroökonomischer „policy-mix“ für mehr Wachstum und Beschäftigung, der die Inflationsrate für den Euro-Raum in einer Bandbreite zwischen 0 % und 2 % hält und auf die Verbesserung der beschäftigungs- und ausbildungsfördernden Wirkungen der Steuer- und Sozialsysteme sowie auf eine steuerliche Entlastung gering qualifizierter und schlecht bezahlter Arbeit abzielt. Neben einer Reihe von grundlegenden wirtschaftlichen Reformen sollen strukturpolitische Maßnahmen außerdem die Schaffung eines günstigen Umfeldes für die Gründung und Entwicklung innovativer, insbesondere kleiner und mittlerer Unternehmen (KMU) fördern.

Insbesondere in Hochtechnologiebranchen und bei wissensintensiven Dienstleistungen soll durch die permanente Qualifizierung der Bevölkerung zudem die Besetzung qualifizierter Arbeitsplätze erreicht werden. Als eine weitere Einflussgröße des Wachstums wird der Zugang zu umfassenden Informationen für alle gesehen. Daher soll eine Politik betrieben werden, die Unternehmen und Bürgern auf verschiedenen technischen Wegen einen größtmöglichen und kostengünstigen Zugriff auf Informationen ermöglicht und außerdem einen europäischen Raum der Forschung und Innovation schafft, in dem die Forschungstätigkeiten der einzelnen Länder besser aufeinander abgestimmt sind. Nicht zuletzt wird der Modernisierung der Sozial- und Bildungssysteme hohe Bedeutung zugemessen. Alle relevanten Politikbereiche sollen den Übergang in die Innovations- und Wissensgesellschaft der Zukunft unterstützen und gleichzeitig soziale Ausgrenzungen entschieden bekämpfen. Ebenso sollen bessere Bedingungen für die Kreativität und Mitwirkung aller Gesellschaftsmitglieder geschaffen werden, um Innovationskraft und Dynamik auf Dauer zu erzeugen (vgl. Europäischer Rat, 2000, S. 3 ff.).

263. Der Europäische Rat von Stockholm im März 2001 war der Erste, auf dem die vorgesehene jährliche Überprüfung der Fortschritte des in Lissabon festgelegten Zieles vorgenommen wurde, die Europäische Union bis 2010 zum wettbewerbsfähigsten Wirtschaftsraum der Welt zu machen. Darüber hinaus wurde die in Lissabon verabschiedete Strategie um neue Themenbereiche erweitert. Dies sind der demographische Wandel – insbesondere die Probleme einer alternden Bevölkerung und der damit verbundenen kontinuierlichen Verringerung des Anteils der Personen im erwerbsfähigen Alter – sowie die Förderung neuer Technologien, insbesondere der Biotechnologie. Weiterhin wurde die Strategie für eine nachhaltige Entwicklung unter Einschluss der Umweltdimension erstmalig in einen direkten Zusammenhang mit dem Lissabon-Prozess gestellt (vgl. Europäischer Rat, 2001a).

264. Grundsätzlich ist zu begrüßen, dass durch die Formulierung einer Strategie nachhaltiger Entwicklung auch Umweltaspekte Eingang in den zunächst rein wirtschafts- und sozialpolitisch ausgerichteten Lissabon-Prozess gefunden haben. Bisher ist dies allerdings nur additiv und nachrangig geschehen. Die Ökonomie besitzt eindeutigen Vorrang. Es besteht die Gefahr, dass die Umweltfrage in einem so angelegten Nachhaltigkeitsverständnis ihren unerlässlichen Stellenwert verliert bzw. auf klassische Erfolgsbereiche verkürzt wird und umweltstrategische Handlungspotenziale eher ab- als aufgebaut werden. Damit besteht allerdings die Schwierigkeit, ein Konzept, das alle drei Entwicklungsdimensionen (ökonomische, soziale und ökologische) zugleich berücksichtigt, umzusetzen, ohne dass die eine Dimension die andere behindert. Wie schwierig die systematische Verknüpfung ist, zeigt sich in den Schlussfolgerungen des Europäischen Rates von Göteborg, in dem sich ein Abschnitt mit nachhaltiger Entwicklung und ein anderer mit Vollbeschäftigung und allgemeinen wirtschaftspolitischen Leitlinien beschäftigt. Es ist auch zu fragen, wie das angestrebte pauschale Ziel eines hohen Wirtschaftswachstums von 3 % im jährlichen Durchschnitt mit dem Ziel einer Entkopplung dieses Wachstums vom Zuwachs des Verkehrs und des Ressourcenverbrauchs verbunden wird. Bei der gegenwärtigen Produktionstechnologie dürfte ein Wirtschaftswachstum von durchschnittlich 3 % mit absoluten Zuwächsen in diesen Bereichen verbunden sein (Europäischer Rat, 2001b; vgl. MACRORY, 2001, S. 3).

3.1.1.6 Indikatoren zur Erfolgskontrolle

265. Die Bemühungen um eine zielorientierte Strategie nachhaltiger Entwicklung schließen notwendig den Aspekt der Erfolgskontrolle anhand von Indikatoren ein. Hierfür sind Indikatorsysteme verschiedener Institutionen (CSD, OECD, EEA, EUROSTAT) wie auch einzelner Länder in der Diskussion, die sich zumeist noch in der Entwicklung befinden (ausführlich ZIESCHANK, 2001). Der Begriff des „Indikators“ wird dabei in einem sehr weiten Sinne verwendet. Gemeint sind Zustands- oder Flussgrößen, die – idealerweise wegen ihrer besonderen Bedeutung für das Erreichen politisch gesetzter Ziele – der besonderen politischen Aufmerksamkeit anempfohlen werden. Dass es sich im engeren Wortsinn um Größen handeln muss, die wegen ihrer Anzeigefunktion in Bezug auf andere, eigentlich relevante Größen von Interesse sind (wie z. B. Flechten als Indikatoren für die Luftqualität), ist nicht gemeint.

266. Für die EU ergibt sich ein erheblicher Koordinierungsbedarf sowohl zwischen den Indikatorsystemen als auch im Hinblick auf die zu entwickelnden Strategien (bzw. Strategiekomponenten) und ihre Zielstruktur. In gewisser Weise ist die Indikatordiskussion in der EU ihrerseits „Indikator“ für die entstandene Koordinationsproblematik. Unter diesem Gesichtspunkt soll sie hier kurz Erwähnung finden.

Im Oktober 2001 hat die Europäische Kommission einen Vorschlag über Strukturindikatoren für den Lissabon-Prozess vorgelegt, der auf dem EU-Gipfel in Laeken im Dezember 2001 ergänzt und beschlossen wurde (Rat der Europäischen Union, 2001c). Dieser Vorschlag, der eine Weiterentwicklung der erstmals im September 2000 von der Kommission vorgelegten strukturellen Indikatoren für den Lissabon-Prozess darstellt (COM(2000)594 final),

enthält insgesamt 35 Indikatoren zur allgemeinen Wirtschaftslage sowie zu den folgenden fünf Themenfeldern:

– Beschäftigung,

– Innovation,

– Wirtschaftsreform,

– Gesellschaftlicher Zusammenhalt,

– Umweltaspekte nachhaltiger Entwicklung.

Während die ersten vier Themenfelder und die darin enthaltenen Indikatoren gegenüber dem ersten Entwurf vom September 2000 nur unmerklich verändert worden sind, ist der Themenbereich „Umweltaspekte nachhaltiger Entwicklung“ neu aufgenommen worden. Ähnlich wie auf der Strategieebene ist somit auch im Indikatorenbereich die Umweltdimension erst nachträglich zu den Dimensionen Wirtschaft und Soziales hinzugefügt worden.

Der Themenbereich „Umweltaspekte nachhaltiger Entwicklung“ enthält sieben Einzelindikatoren, die fünf Unterthemen zugeordnet sind (Tabelle 3.1.1-3).

Damit finden sich die vier Umweltthemen (Energie und Klimawandel, Verkehr, Umwelt und Gesundheit sowie Schutz der natürlichen Ressourcen) des in Göteborg vorgelegten Kommissionsentwurfs für eine europäische Nachhaltigkeitsstrategie auch in den strukturellen Indikatoren wieder. Während allerdings der Bereich Energie und Klimawandel und der Verkehrsbereich relativ umfassend berücksichtigt werden, betreffen die Indikatoren für die Bereiche Umwelt und Gesundheit sowie Schutz der natürlichen Ressourcen jeweils nur einen sehr engen Teilausschnitt dieser Problembereiche.

Die strukturellen Indikatoren liegen den jährlich auf der Frühjahrstagung des Europäischen Rates vorzulegenden Berichten der Europäischen Kommission über den Fortschritt der Lissabon-Strategie (so genannte Syntheseberichte) zugrunde. Erstmals wurde ein solcher Synthesebericht im März 2001 in Stockholm vorgelegt. Die durch die Kommissionsmitteilung vom Oktober 2001 und die Beschlüsse des Europäischen Rates in Laeken im Dezember 2001 neu hinzugefügten Umweltindikatoren werden im kommenden, im Frühjahr 2002 in Barcelona vorzulegenden, Synthesebericht zu berücksichtigen sein.

267. Für die danach folgenden Syntheseberichte soll die Reihe der Indikatoren regelmäßig überprüft, aktualisiert und ergänzt werden. Zusätzlich zu den strukturellen Indikatoren wurde dem Europäischen Rat in Laeken eine längere „offene Liste umweltspezifischer Leitindikatoren“ zur weiteren Entwicklung und abschließenden Bearbeitung vorgelegt. Die umweltbezogenen Headline-Indikatoren und die Indikatoren der „offenen Liste“ sollen nun in jedem Synthesebericht nach Barcelona „entsprechend den sich entwickelnden Prioritäten der jeweiligen jährlichen Übersicht“ aktualisiert werden (Rat der Europäischen Union, 2001c, RN 19). Angesichts der äußerst begrenzten Aussagekraft der bisherigen sieben Umweltindikatoren hält der Umweltrat – unabhängig vom konkreten Stellenwert der Indikatoren der „offenen Liste“ – die Berücksichtigung von weiteren Indikatoren in den Syntheseberichten für absolut notwendig. Neben einer Überarbeitung der Headline-Indikatoren mit Blick auf eine größere Repräsentativität der Umweltindikatoren sollte sich die Bundesregierung im weiteren Verfahren dafür einsetzen, dass zusätzlich für die folgenden Indikatoren bzw. Themenbereiche der offenen Liste wegen ihrer

Tabelle 3.1.1-3

Umweltbezogene Indikatoren der Liste der Strukturindikatoren für den Lissabon-Prozess

Unterthemen	Indikatoren
Bekämpfung der Klimaänderungen	– Treibhausgasemissionen (6 Gase) in absoluten Zahlen (bezogen auf das Kyoto-Ziel) – Anteil der erneuerbaren Energien am Elektrizitätsverbrauch
Gewährleistung der Nachhaltigkeit im Verkehrssektor	– Verkehrsaufkommen und BSP (Passagiere – km; Fracht in Tonnen – km) – Anteil der Verkehrsträger am Verkehrsaufkommen (Passagiere – km, Fracht in Tonnen – km)
Abwendung von Gefahren für die Gesundheit der Bevölkerung	– Belastung der Bevölkerung in Ballungsgebieten durch Luftverschmutzung
Verantwortungsvollerer Umgang mit natürlichen Ressourcen	– Eingesammelte, deponierte und verbrannte Siedlungsabfälle, in kg pro Einwohner
Allgemeiner wirtschaftlicher Hintergrund	– Energieintensität der Wirtschaft (Energieverbrauch/BSP)

Quelle: Rat der Europäischen Union, 2001c

besonderen Wichtigkeit eine kontinuierliche Berichtspflicht eingeführt wird:

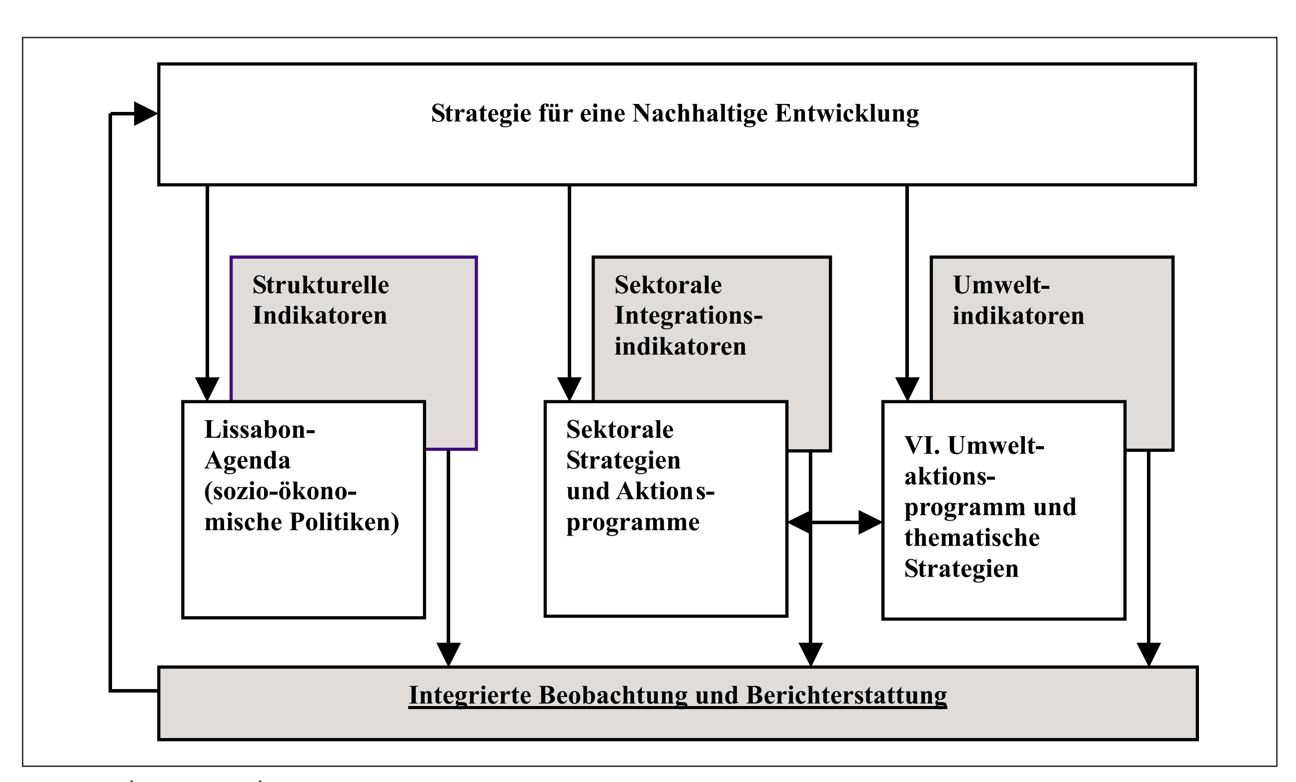
– Lärmbelästigung,
– Internalisierung externer Kosten des Verkehrs,
– Treibstoffverbrauch im Verkehr,
– Verbrauch von toxischen Chemikalien einschließlich von Schädlingsbekämpfungsmitteln,
– Wiederverwendungsquote bei Abfalltrennung,
– Erzeugte gefährliche Abfälle,
– Trinkwasserqualität,
– Produktivitätsindikatoren für Ressourcen oder Materialaufwand,
– Index für biologische Vielfalt,
– Schutzgebiete (für biologische Vielfalt),
– Ökologischer Landbau,
– Entwicklung der bebauten Gebiete,
– Bodenverseuchung und -erosion.

Bis auf die Zusatzindikatoren der biologischen Vielfalt, der Entwicklung der bebauten Gebiete und der Bodenqualität handelt es sich allerdings nicht um Indikatoren des Umweltzustandes, die für die nachhaltige Entwicklung letztlich entscheidend sind, sondern um Ergebnisindikatoren für Handlungsziele. Über die langfristig akkumulierten Umweltbelastungen jenseits der jährlichen Belastungen, über die faktische Qualität des Naturhaushaltes oder von Ökosystemen ist mit den bislang vorgeschlagenen Indikatoren also nur eine eingeschränkte Aussage möglich. Zumindest eine grobe Bilanzierung im Sinne eines umweltökonomischen Verständnisses, bei dem das vorhandene „Naturkapital“ zu Beginn einer Berichtsperiode mit früheren oder späteren Bestandsaufnahmen verglichen werden könnte, wäre aber dringend geboten. In diesem Sinne sollte bei der weiteren Indikatorentwicklung für eine Nachhaltigkeitsbilanz in der EU der Beschreibung des Umweltzustands gezielt Rechnung getragen werden.

268. Auch nach der Vorlage der um die Umweltdimension ergänzten strukturellen Indikatoren bleibt die Frage nach dem Verhältnis der verschiedenen europäischen Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien zueinander weiterhin offen. Ein mögliches Modell für die Architektur der verschiedenen Strategien bzw. Strategieentwürfe hat die Europäische Umweltagentur mit ihrem Vorschlag für ein Indikatorsystem der EU vorgestellt. Angesichts der Schwierigkeiten, die die EU mit der Systematisierung ihrer verschiedenen Strategien hat, sei hier auf diesen Vorschlag verwiesen (vgl. Abbildung 3.1.1-1) (vgl. JIMÉNEZ-BELTRÁN, 2001a).

Abbildung 3.1.1-1

Das Drei-Korridore-Modell der Europäischen Umweltagentur



Quelle: JIMÉNEZ-BELTRÁN, 2001a, verändert

Nach dem so genannten Drei-Korridore-Modell umfassen die strukturellen Indikatoren die sozioökonomischen Zielstellungen des Lissabon-Prozesses, zukünftig ergänzt um Umweltaspekte. Die sektoralen Indikatoren bilden den zweiten Korridor. Er dient der Integration von Umweltgesichtspunkten in die Fachpolitiken und diesbezüglichen Strategien der Politikintegration, wie sie der Cardiff-Prozess vorsieht. Die umweltthemenbezogenen Indikatoren sollen die Ergebniskontrolle insgesamt unterstützen sowie die Umweltaktionsprogramme begleiten (EEA, 2001b, S. 8; JIMÉNEZ-BELTRÁN, 2001b). Das „3-Korridore-Modell“ illustriert, auf welche Weise die bestehenden Informationssysteme und (Umwelt-)Indikatoren auf zentrale politische Prozesse bezogen werden können. Dieser Vorschlag der Europäischen Umweltagentur könnte einen wesentlichen Beitrag zur Strukturierung der verschiedenen Komponenten der EU-Umweltstrategie leisten.

269. Bei der weiteren Entwicklung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren sollten nach Auffassung des Umweltrates folgende Erfordernisse stärker berücksichtigt werden:

– Konsistenz: Die Indikatoren müssen auf die festgelegte Themen- und Zielstruktur abgestimmt sein. Dies erfordert eine engere Verknüpfung von politischer Ziel- und wissenschaftlicher Indikatorentwicklung der EU und ihrer Mitgliedsländer.

– Repräsentativität: Auch wenn sinnvollerweise nicht nur Indikatoren im oben erläuterten engeren Sinne in Betracht kommen (Tz. 265 ff.), sollten vorzugsweise „viel sagende“ Indikatoren gewählt werden, an deren Entwicklung nicht nur die Veränderungen des Indikators selbst ablesbar ist, sondern die aufgrund bestehender Zusammenhänge geeignet sind, die Entwicklung in bestimmten Problemfeldern möglichst repräsentativ zu beschreiben. Nur so können die Nachteile der unvermeidlichen Selektivität der Indikatoren begrenzt werden.

– Verbindlichkeit: Das Indikatorsystem muss zwischen den zentralen Akteuren hinreichend abgestimmt und sodann in einer Weise festgelegt werden, dass es über längere Zeit Bestand hat; anders können die notwendigen Zeitreihen zur Politiküberprüfung nicht gebildet werden.

– Internationale Vergleichbarkeit der Nachhaltigkeitsbilanzen: Ohne sie ist ein *Benchmarking* der Ergebnisse – als Leistungsanreiz – nicht möglich. Auch die Bemühungen der Bundesregierung zur Indikatorentwicklung sollten auf eine internationale Anschlussfähigkeit abzielen.

– Orientierung an Handlungsprioritäten: Anstelle von Indikatoren, die die Erfolgsbereiche der bisherigen Umweltpolitik betreffen (z. B. die urbane Luftverschmutzung), sollten vorrangig die wichtigsten Umweltbereiche thematisiert werden, die gegenwärtig am weitesten von nachhaltigen Entwicklungspfaden abweichen (Stichwort „Persistente Umweltprobleme“, Kapitel 2.1). Dies dient auch der Vermeidung unangemessener Entwarnungseffekte. Ein Beispiel ist die bei den Luftreinhalteindikatoren ausgeklammerte Problematik der Feinstäube (vgl. Abschn. 3.2.2.1). Die Bestätigung der angeführten zusätzlichen Indikatoren der von der Kommission vorgelegten „offenen Liste“ hat unter diesem Gesichtspunkt zentrale Bedeutung.

– Einbeziehung von Zustandsindikatoren: Langfristige Umweltveränderungen werden anhand bloßer Darstellung von Flussgrößen nicht erkennbar. Verschlechterungen können auch dann eintreten, wenn die jährlichen Flussgrößen wie Ressourcenverbrauch, Flächeninanspruchnahme, Rate aussterbender Arten oder Emissionen sich verbessern (vgl. Tz. 32).

3.1.1.7 Gesamtbewertung der europäischen Nachhaltigkeitsstrategie

270. Auf der europäischen Ebene ist der in den Neunzigerjahren eingeleitete Wandel zu einem strategischen und zielorientierten Modell der Umweltpolitik (vgl. SRU, 2000, Kapitel 1; JÄNICKE und JÖRGENS, 2000) in jüngster Zeit ins Stocken geraten. Hauptgrund hierfür ist – wie oben gezeigt – eine Häufung von unzureichend aufeinander abgestimmten Strategieansätzen. Verstärkt wird dieses Problem durch eine grundlegende Unbestimmtheit und uneinheitliche Verwendung des Begriffs der nachhaltigen Entwicklung, der dadurch tendenziell seine Leitfunktion verliert und teilweise sogar zu einem Vehikel der Einschränkung umweltpolitischer Handlungsspielräume gemacht wird (Tz. 31; vgl. LAFFERTY, 2001).

Im Zuge der Weiterentwicklung einer europäischen Nachhaltigkeitsstrategie ist daher zunächst Klarheit über die Funktion und den Umfang einer solchen Strategie zu schaffen. Bereits in früheren Gutachten hat sich der Umweltrat gegen ein Verständnis von Nachhaltigkeitsstrategien gewandt, das ökologische, ökonomische und soziale Ziele gleichberechtigt berücksichtigt und miteinander verknüpft. In dieser Verknüpfung, die wiederum in allen Bereichen der Staatstätigkeit zur Geltung kommen soll, liegt eine Überkomplexität, die mit der arbeitsteiligen Funktionsweise des politischen Systems nicht zu bewältigen ist und notwendigerweise eine Überforderung der bestehenden Handlungskapazität zur Folge hat. Daraus könnte eine problematische Entwertung des Ansatzes langfristig zielorientierter Politikgestaltung insgesamt erwachsen. Faktisch führt die Ausweitung des aus der Umweltpolitik stammenden Begriffs der nachhaltigen Entwicklung nicht zur notwendigen Berücksichtigung von Umweltschutzbelangen in allen anderen Politikfeldern, sondern eher zu einer Einschränkung ökologischer Ziele insbesondere durch einseitig und kurzfristig verstandene ökonomische Belange. Im Verhältnis zwischen ökologischen und im engeren Sinne ökonomischen Belangen ist es aber gerade der Umweltbereich mit seinen ungelösten Problemen (Kapitel 2.1), der verstärkter zusätzlicher Anstrengungen bedarf, während die wirtschaftlichen Belange bereits wirkungsvoll in Politik und Gesellschaft verankert sind.

271. Im Einzelnen wirft der Prozess der Erarbeitung einer europäischen Nachhaltigkeitsstrategie mit seinen verschiedenen Strategiekomponenten folgende Probleme auf:

– Ein knappes Jahr vor der Rio-plus-10-Konferenz in Johannesburg sind sowohl die Struktur als auch der Inhalt der zu erarbeitenden europäischen Nachhaltigkeitsstrategie immer noch unklar. Dies betrifft zunächst einmal das Verhältnis des in Göteborg diskutierten Kommissionsentwurfs für eine Strategie nachhaltiger Entwicklung zu der Lissabon-Strategie für „Beschäftigung, Wirtschaftsreform und sozialen Zusammenhalt". Würde man dem von der EU-Kommission vorrangig vertretenen Nachhaltigkeitskonzept folgen, das grundsätzlich von einer Gleichrangigkeit der ökonomischen, ökologischen und sozialen Dimension nachhaltiger Entwicklung ausgeht, so müsste die europäische Nachhaltigkeitsstrategie als umfassendster Programmentwurf allen anderen Strategien übergeordnet sein. Dies ist aber bisher nicht der Fall.

– Die ökologische Dimension der bisherigen Entwürfe für eine europäische Nachhaltigkeitsstrategie wirft die Frage auf, in welchem Verhältnis die Nachhaltigkeitsstrategie zu den bereits existierenden umweltpolitischen Strategien, den sukzessiven EU-Umweltaktionsprogrammen und dem Cardiff-Prozess zur Umweltpolitikintegration steht. Insbesondere die weit reichenden inhaltlichen Überschneidungen der Entwürfe für eine Nachhaltigkeitsstrategie und für das VI. Umweltaktionsprogramm sind erklärungsbedürftig. Der Europäische Rat in Göteborg forderte zwar eine Berücksichtigung der anderen umweltrelevanten Strategien bei der Erarbeitung der Nachhaltigkeitsstrategie, es fehlen jedoch klare Aussagen, wie dies erfolgen soll.

– Insgesamt zeichnet sich die bisher vorliegende Strategiebildung durch eine offensichtliche institutionelle Überforderung aus, die insbesondere an der breiten Tendenz zur Vertagung von Beschlussfassungen zur Konkretisierung und Integration der Strategiebestandteile deutlich wird. Diese Problematik wird durch die ohnehin schwierige Entscheidungs- und Umsetzungsstruktur im Mehrebenensystem der EU zusätzlich verstärkt. Hier wirkt sich der Mangel an personellen Kapazitäten und eindeutigen Zuständigkeiten aus. Anspruchsvolle Strategien können nicht beiläufig formuliert, abgestimmt und umgesetzt werden.

– Der Strategiebildungsprozess, insbesondere der Cardiff-Prozess, ist zu wenig problemorientiert. Die Sektoren werden nicht gezielt mit den ungelösten Problemen konfrontiert, an denen sie beteiligt sind. Die ursprüngliche Orientierung an den persistenten Problemen im sechsten Umweltaktionsprogramm wurde nicht beibehalten.

Im Lichte pragmatischerer Evaluationskriterien, die der geringen Strategiefähigkeit der EU-Institutionen mit ihren schwierigen Abstimmungsprozessen (z. B. HEY, 2002; WALLACE, 2000; GOLUB, 1999; NUGENT, 1999) realistisch Rechnung tragen, muss es bereits als Erfolg gelten, wenn Fortschritte im Sinne eines langfristigen Umweltpolitik-Lernens *(Policy Learning)* zu verzeichnen sind. In diesem Sinne haben die oft ungeordneten und widersprüchlichen Prozesse der Strategiebildung durchaus positive Ergebnisse hervorgebracht. Dies gilt beispielsweise für den Verkehrsbereich, wo gemeinsame Sitzungen des Umwelt- und Verkehrsministerrates – mit detaillierten informationellen Vorgaben der Europäischen Umweltagentur zur Problemlage (EEA, 2001a) – die Grundlage für konzeptionelle Neuorientierungen gelegt haben (vgl. Belgian EU Presidency, 2001; EEB, 2001b).

3.1.1.8 Empfehlungen

272. Im weiteren Verfahren der Strategieformulierung ist insgesamt Klarheit zu schaffen über die prioritär zu lösenden Probleme (Kapitel 2.1), die Ziele, die Zuständigkeiten, das Verfahren und die indikatorgestützte Ergebniskontrolle. Klarheit ist auch zu schaffen im Hinblick auf die Rolle und das Zusammenwirken der einzelnen Strategiebestandteile.

Um ein Minimum an Verknüpfung und Übersichtlichkeit der verschiedenen Strategievarianten zu gewährleisten, sind folgende Punkte zu klären:

– Das Verhältnis der Nachhaltigkeitsstrategie zum Lissabon-Prozess: Unter der Voraussetzung, dass die Entscheidung für ein Drei-Säulen-Konzept der Nachhaltigkeit (das der Umweltrat kritisiert) nicht revidierbar ist, sollte der Lissabon-Prozess insgesamt so reformuliert werden, dass die durch die Agenda 21 angestrebte höhere Leistungsfähigkeit für die Umweltpolitik erreicht wird. Keineswegs darf die Zusammenführung der Strategien zum Vehikel einer Entwertung bereits vorliegender umweltpolitischer Strategieansätze gemacht oder gar zum Vehikel der Einschränkung umweltpolitischer Gestaltungsspielräume umfunktioniert werden. Die nun einmal vorgenommene Verkoppelung der Nachhaltigkeitsstrategie mit dem Lissabon-Prozess ist nur unter der Prämisse akzeptierbar, dass der Umweltteil dieser Strategie wesentlich anspruchsvoller als bisher gestaltet wird. Hierbei gibt die Einführung der so genannten offenen Liste von Umweltindikatoren bzw. -themen eine sinnvolle Richtung an (Tz. 267).

– Das Verhältnis des Entwurfs für eine Nachhaltigkeitsstrategie zum VI. Umweltaktionsprogramm: Die von der Kommission vorgelegten Zielvorgaben im Entwurf für eine europäische Nachhaltigkeitsstrategie (z. B. das Klimaschutzziel für 2020) sind der deutlich bessere Ansatz, sie sollten daher im VI. Umweltaktionsprogramm übernommen werden.

– Die Rolle des Cardiff-Prozesses im Gesamtgefüge der Strategien: Hier sind übergreifende Zielvorgaben durch die Nachhaltigkeitsstrategie bzw. das VI. Umweltaktionsprogramm unerlässlich.

273. Der Ziel- und Strategiebildungsprozess erfordert also klare Grundsatzentscheidungen. Dazu bedarf es eines strategischen Zentrums mit eindeutigem Auftrag und klarer Zuständigkeit. Der Umweltrat hat bereits in seinem Umweltgutachten 2000 vor einer Überbeanspruchung der horizontalen Politikkoordination durch die Umweltverwaltung gewarnt und die Bedeutung vertikaler Einflussnahmen durch die übergeordnete Entscheidungsebene betont (SRU, 2000, Kapitel 1).

Für die Grundsatzentscheidungen und die Evaluation des Cardiff-Prozesses sowie der Nachhaltigkeitsstrategie ist der Europäische Rat grundsätzlich der geeignete Rahmen. Es fehlten bisher aber die zeitlichen und personellen Ressourcen für eine kompetente Bewältigung dieser Rolle. Denkbar wäre hier eine Einrichtung – ein ständiger Ausschuss oder eine Task Force –, die Vertreter der Kommission unter maßgeblicher Beteiligung der GD Umwelt einschließt. Institutionell müsste diese Einrichtung direkt dem Präsidenten der Kommission zugeordnet werden. Die Aufforderung an den Ausschuss der Ständigen Vertreter, die Zweckmäßigkeit der Einrichtung einer Gruppe hochrangiger Beamter zu prüfen, die sich explizit mit den Umweltaspekten der Nachhaltigkeitsstrategie beschäftigen soll (Tz. 250), lässt erkennen, dass die Problematik des Fehlens einer zentralen Steuerungs- und Koordinierungsinstanz zumindest im Grundsatz erkannt ist. Der Umweltrat fordert die Bundesregierung auf, sich im weiteren Verlauf dafür einzusetzen, dass diese Arbeitsgruppe eingesetzt und entsprechend dem oben skizzierten Modell konzipiert wird.

Für Zielvorgaben des Cardiff-Prozesses wäre wegen der relativ weit gehenden Verbindlichkeit des Entscheidungsprozesses grundsätzlich das VI. Umweltaktionsprogramm der geeignete Rahmen. Wird das VI. Umweltaktionsprogramm ohne eine weitere Konkretisierung von Zielen und Maßnahmen verabschiedet, muss dies im Rahmen der Erarbeitung der thematischen Schwerpunktstrategien erfolgen. Die für den Lissabon-Prozess vorgeschlagene so genannte offene Liste von Umweltindikatoren bzw. Zielbereichen kann dabei als ein Ausgangspunkt dienen. Dabei sind diejenigen Ziel- bzw. Indikatorbereiche von besonderer Bedeutung, die bisher ungelöste Probleme des Umweltschutzes betreffen (vgl. Kapitel 2.1).

Die unerlässliche Integration von Umweltschutzaspekten in andere Sektorpolitiken – über die soziale und ökonomische Dimension hinaus – sollte durch den Cardiff-Prozess der Umweltpolitikintegration (Sektorstrategien) erfolgen, der ja der Umsetzung einer zentralen Umweltmaxime des EG-Vertrages dient. Der Cardiff-Prozess sollte daher, mit klaren prozeduralen und institutionellen Vorgaben, auf Dauer sichergestellt werden. Um Problembewusstsein und Motivationslage aller am Prozess Beteiligten zu verbessern, ist es notwendig, die wichtigsten umweltpolitischen Ziele auf der Basis einer detaillierten Problemanalyse zu entwickeln und die sektorspezifischen Verursachungen zu verdeutlichen. Die Arbeiten der Europäischen Umweltagentur im Verkehrsbereich können hierfür als vorbildlich angesehen werden (EEA, 2001a).

Notwendig ist schließlich auch die bessere Vernetzung mit den – teilweise weit gediehenen – Nachhaltigkeitsaktivitäten und Integrationsstrategien der Mitgliedstaaten (vgl. LIEFFERINK und ANDERSEN, 2001; JORDAN und LENSCHOW, 2000). Dies betrifft auch die verbesserte Abstimmung der „fortschrittlichen“ Mitgliedstaaten für eine verstärkte Einflussnahme im Europäischen Rat und in den jeweiligen Ministerräten. Die betreffenden Aktivitäten der Bundesregierung auf EU-Ebene scheinen nicht zuletzt durch Personalengpässe eingeschränkt zu sein. Deshalb ist die Schaffung zusätzlicher personeller Kapazitäten für eine aktive umweltpolitische Verknüpfung der nationalen und der europäischen Ebene erforderlich.

3.1.1.9 Die deutsche Strategie nachhaltiger Entwicklung

3.1.1.9.1 Vorgeschichte

274. Bereits in der Initialphase der Umweltpolitik zu Beginn der Siebzigerjahre gab es in Deutschland weit reichende Bemühungen um eine strategisch-langfristige Orientierung der Umweltpolitik und die Integration von Umweltbelangen in andere Politikfelder. Insbesondere das Umweltprogramm der sozial-liberalen Bundesregierung aus dem Jahr 1971 entsprach vielen Charakteristika moderner nationaler Umweltplanung aus heutiger Sicht: Es bestimmte mit dem Vorsorge-, Verursacher- und Kooperationsprinzip nicht nur die allgemeinen Prinzipien der deutschen Umweltpolitik, sondern benannte auch viele ambitionierte langfristige Ziele und konkrete Maßnahmen. Darüber hinaus sprach das Programm die Idee der Umweltpolitikintegration an und setzte diese mit dem Kabinettsausschuss für Umweltfragen und dem ständigen Abteilungsleiterausschuss organisatorisch um. Die Regierung wurde auf eine langfristige Umweltplanung verpflichtet. Weiter wurden detailliert die Kosten von geplanten Gesetzen und Verordnungen der folgenden Jahre aufgelistet (s. Tabelle 3.1.1-4) (JÄNICKE et al., 2001).

Dieser strategische und integrativ ausgerichtete Ansatz verlor in der zweiten Hälfte der Siebzigerjahre jedoch zunehmend an Bedeutung und politischer Unterstützung. Das Umweltprogramm wurde zwar 1976 noch evaluiert und fortgeschrieben. Die Umweltpolitik konzentrierte sich aber bereits ab Mitte der Siebzigerjahre zunehmend auf den eher reaktiven und inkrementalistischen Ansatz, der ab Ende der Siebzigerjahre dann das dominierende Politikmuster darstellte. Im Jahr 1982 wurde das Umweltprogramm von der konservativ-liberalen Bundesregierung gänzlich gestoppt.

Anders als in vielen anderen OECD-Ländern löste der Brundtland-Bericht aus dem Jahr 1987 in Deutschland keine größere politische Debatte um das Konzept der nachhaltigen Entwicklung aus (LAFFERTY und MEADOWCROFT, 2000). Ein Diskussionsprozess kam erst langsam – vor allem durch die Verpflichtungen der Rio-Konferenz im Jahr 1992, die erfolgreiche Arbeit von zwei Enquete-Kommissionen des Deutschen Bundestages und die Öffentlichkeitsarbeit von Nichtregierungsorganisationen – in Gang. Das Bundesumweltministerium initiierte 1996 mit dem so genannten Schritte-Prozess verschiedene Arbeitsgruppen von Vertretern gesellschaftlicher Interessenverbände, die Umweltqualitäts- und Handlungsziele zu ausgewählten Schwerpunktthemen erarbeiten sollten, und legte schließlich im Mai 1998 den Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms vor (BMU, 1998; s. Tabelle 3.1.1-5). Da das Programm vom Kabinett aber nicht verabschiedet wurde, hatte es nur einen eingeschränkten politischen Stellenwert.

Tabelle 3.1.1-4

Mechanismen der Umweltpolitikintegration in Deutschland in den 70er-Jahren

– „Umweltprogramm“ der Bundesregierung: langfristige Ziele für die Gewässer- und Luftqualität und 148 konkrete Maßnahmen, die 1976 evaluiert und fortgeschrieben wurden (1971)
– „Kabinettsausschuss für Umwelt und Gesundheit“ unter Vorsitz des Bundeskanzlers (12 Minister) (1972)
– „Ständiger Abteilungsleiterausschuss für Umweltfragen“ (StALA/Bund), unter Vorsitz des Innenministers (damals auch Umweltminister) (1972)
– Umweltpolitik wird offiziell als Querschnittsaufgabe definiert (1976)
– Gründung der Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen (AGU) als pluralistische Organisation für den Politiktransfer im Umweltbereich gemäß dem „Kooperationsprinzip“ (1970)
– Beschluss der Bundesregierung über „Grundsätze für die Prüfung der Umweltverträglichkeit für Maßnahmen des Bundes“ (1975)

Quelle: JÄNICKE et al., 2001

Für eine ausführlichere Darlegung und Bewertung dieser Bemühungen verweist der Umweltrat auf sein letztes Gutachten (SRU, 2000, Tz. 36 ff.).

3.1.1.9.2 Das Vorgehen der rot-grünen Koalition

275. Die Erarbeitung einer formellen Strategie nachhaltiger Entwicklung im Sinne der Agenda 21 und die Schaffung von institutionellen Strukturen zur Förderung und Umsetzung dieser Strategie war ein Programmpunkt der Koalitionsvereinbarung (SRU, 2000, Tz. 75). Erstaunlich dabei ist, dass die Neuauflage der Diskussion durch die rot-grüne Bundesregierung (1998) in keiner Form an die Erfahrungen mit dem Umweltprogramm der Siebzigerjahre anknüpfte (s. Tz. 274). Am 26. Juli 2000 wurde durch Kabinettsbeschluss die Einsetzung eines Staatssekretärsausschusses für Nachhaltige Entwicklung *(Green Cabinet)* und eines Rates für Nachhaltige Entwicklung beschlossen. Dem Staatssekretärsausschuss unter Leitung des Staatsministers im Kanzleramt kommt die Verantwortung für die Formulierung der Nachhaltigkeitsstrategie zu. Dabei wird er von einem Unterabteilungsleiterausschuss unterstützt. Der Nachhaltigkeitsrat ist als unabhängiges, pluralistisches Beratungsgremium konzipiert und soll vor allem eine Vermittlungsfunktion zur Öffentlichkeit übernehmen und eigene Beiträge insbesondere zu den Zielen der Strategie vorlegen. Das Bundesumweltministerium ist formell für die Erarbeitung von Umweltindikatoren zuständig und spielt darüber hinaus offenbar auch bei der informellen Meinungs- und Willensbildung eine wesentliche Rolle.

276. Im Dezember 2001 legte der Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung unter dem Titel „Perspektiven für Deutschland“ den Entwurf einer nationalen Nachhaltigkeitsstrategie zur Diskussion vor (Bundesregierung, 2001). Die Endfassung der Nachhaltigkeitsstrategie soll im April 2002 von der Bundesregierung beschlossen werden. Sie stellt gleichzeitig den deutschen Beitrag für den Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung im September 2002 in Johannesburg dar.

Im ersten Teil des Strategieentwurfs werden neben grundsätzlichen Ausführungen zum Leitbild der nachhaltigen Entwicklung zehn konkrete „Managementregeln“ der Nachhaltigkeit formuliert. Der Mittelteil enthält rund 30 meist quantifizierte Einzelziele. Diese Einzelziele werden gleichzeitig als Indikatoren verstanden, wobei der jeweilige Grad der Zielerreichung Aufschluss darüber geben soll, wo sich Deutschland auf dem Weg zu einer nachhaltigen Gesellschaft befindet. Im letzten Teil schließlich werden für insgesamt acht prioritäre Themenfelder konkrete Maßnahmen aufgestellt.

Drei dieser prioritären Themenbereiche hatte das Kabinett bereits im Juli 2000 festgelegt: Klimaschutz und Energiepolitik, umweltverträgliche Mobilität sowie Landwirtschaft, Umwelt und Ernährung (BACHMANN, 2001). Damit entsprach die thematische Orientierung der Nachhaltigkeitsstrategie weitgehend der Schwerpunktsetzung auf der europäischen Ebene. Im Strategieentwurf vom Dezember wird neben diesen drei Schwerpunkten als viertes Umweltthema nunmehr auch die „Flächeninanspruchnahme“ unter der Maxime der „nachhaltigen Siedlungsentwicklung“ behandelt. Drei der vier ökologischen Themen sollen durch ausgewählte Pilotprojekte konkretisiert werden: „Erneuerbare Energien und effiziente Energienutzung in Brennstoffzellen“; „Bahnverkehr in der Region“ und „Regionen aktiv – Land gestaltet Zukunft“ (Bundesregierung, 2001).

Von den insgesamt acht Schwerpunktthemen des Strategieentwurfs betreffen vier andere Gebiete als den Umweltschutz: den demographischen Wandel, Bildung/Hochschulen, innovative Unternehmen sowie globale Verantwortung (Armutsbekämpfung, fairer Handel). Querverbindungen zwischen den acht Schwerpunktthemen werden zwar betont, der Ansatz einer problemorientierten Umweltpolitikintegration wird durch sie aber eher relativiert.

Tabelle 3.1.1-5

Schritte der Formulierung einer Strategie nachhaltiger Entwicklung in Deutschland

- **1991 bis 1994**: Aktive Teilnahme am UNCED-Prozess (1992); Ministerwechsel im BMU (1994) verbunden mit einem Prioritätenwandel zulasten der Umweltpolitik; Enquete-Kommission des Bundestages „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (1992 bis 1994) formuliert vier „Management-Regeln“ ökologischer Nachhaltigkeit.
- **1996 bis 1998:** So genannter Schritte-Prozess des Umweltministeriums; Studie „Nachhaltiges Deutschland“ des Umweltbundesamtes (1997); 1998 Entwurf eines Schwerpunktprogramms „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland“ (quantitative Ziele bis 2020), nicht vom Kabinett beschlossen; Enquete-Kommission des Bundestages zur Nachhaltigkeit (1995 bis 1998) formuliert den Drei-Säulen-Ansatz nachhaltiger Entwicklung.
- **1998 bis 2001** Aktivitäten der rot-grünen Bundesregierung für eine Nachhaltigkeitsstrategie: Strategie und Rat für nachhaltige Entwicklung im Koalitionsvertrag (1998); Kabinettsbeschluss im Juli 2000 mit prozeduraler und institutioneller Regelung der Strategieformulierung, Bildung des Staatssekretärsausschusses für Nachhaltige Entwicklung („green cabinet“) unter Leitung des Bundeskanzleramtes.
- **April 2001:** Konstituierung des Rates für Nachhaltige Entwicklung (17 Mitglieder).
- **Dezember 2001:** Vorlage des Entwurfs der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie („Perspektiven für Deutschland“).

Quelle: Jänicke et. al., 2001

Die Querschnittsdimension der Themen wird zusätzlich durch vier „Koordinaten“ des Leitbildes nachhaltige Entwicklung angesprochen: Generationengerechtigkeit, Lebensqualität, sozialer Zusammenhalt und internationale Verantwortung. Damit wird einerseits versucht, Unklarheiten des „Drei-Säulen-Konzepts“ der Nachhaltigkeit zu verringern, andererseits werden neue Säulen errichtet und neue Unklarheiten erzeugt. Unter dem Stichwort der Lebensqualität wird beispielsweise auch die Kriminalitätsbekämpfung zum Thema, deren Belang für künftige Generationen oder andere Aspekte von Nachhaltigkeit durchaus fraglich ist.

Wiederum vorwiegend mit Querschnittscharakter werden zehn „Managementregeln der Nachhaltigkeit“ formuliert, von denen vier die Umweltproblematik zentral betreffen: Die dritte der zehn Managementregeln enthält die von der ersten Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ formulierte Aufforderung, erneuerbare Naturgüter nur im Rahmen ihrer Regenerationsfähigkeit und nicht erneuerbare Naturgüter nur im Rahmen ihrer stofflichen oder funktionellen Substituierbarkeit zu nutzen. Die vierte Regel formuliert die ebenfalls be- und anerkannte Maxime, „unvertretbare Risiken“ zu vermeiden und die Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme zu respektieren (vgl. Enquete-Kommission, 1994, S. 45 ff.). Die sechste Managementregel betrifft den Energie- und Ressourcenverbrauch sowie die Verkehrsleistung; diese sind vom Wirtschaftswachstum zu entkoppeln und entsprechende Wachstumseffekte durch Effizienzgewinne möglichst mehr als auszugleichen. Die achte Managementregel ist völlig neu und betrifft die „nachhaltige Landwirtschaft“ (diese „muss natur- und umweltverträglich sein“). In den Managementregeln zum Strukturwandel und zur Weltwirtschaft tauchen Umweltbelange nur als Randbedingung auf. Der Strukturwandel soll ökologisch und sozial „verträglich“ sein, muss selbst aber offenbar keinen aktiven Beitrag zu einer wesentlichen Umweltentlastung leisten. Daneben finden sich Regeln zur Eigenverantwortung der Akteure, zum sozialen Zusammenhalt und zur Generationengerechtigkeit bei den öffentlichen Finanzen.

Zur Überprüfung der Einhaltung der zehn Managementregeln wird eine Reihe konkreter und meist quantifizierter Nachhaltigkeitsziele vorgeschlagen, die den vier Koordinaten des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung zugeordnet sind (Tabelle 3.1.1-6). Diese Einzelziele sollen nach Vorstellung der Bundesregierung das gesamte Spektrum der nachhaltigen Entwicklung repräsentativ abbilden. Der Grad der Zielerreichung kann dann als Indikator dafür gelten, welche Fortschritte im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung erreicht worden sind und wo weiterer Handlungsbedarf besteht.

Die Formulierung teilweise konkreter und messbarer Nachhaltigkeitsziele ist im Grundsatz zu begrüßen. Dabei muss allerdings sichergestellt sein, dass sowohl anspruchsvolle und problemadäquate Ziele als auch repräsentative Indikatoren formuliert werden. Angesichts der problematischen Gleichsetzung von Zielen und Indikatoren im vorliegenden Strategieentwurf ist dies bisher noch nicht gegeben.

Der Rat für Nachhaltige Entwicklung hat in einem Dialogpapier bereits im November 2001 eine Reihe weiterer Ziele vorgeschlagen, die teilweise deutlich über den Strategieentwurf der Bundesregierung hinausgehen. Hervorzuheben sind insbesondere die Reduzierung der CO_2-

Emissionen bis 2020 um 40 % (Basis: 1990), der Ausstieg aus der Kohlesubventionierung bis 2010 und die Verringerung des Pro-Kopf-Primärenergieverbrauchs um 16 % gegenüber dem derzeitigen Stand bis 2020 (Rat für Nachhaltige Entwicklung, 2001). Insbesondere bei dem 40 %-Ziel für die CO_2-Emissionen geht der Rat für Nachhaltige Entwicklung deutlich weiter als das „Green Cabinet“, das hier der kohlefreundlichen Grundposition der Bundesregierung verhaftet bleibt. Der Umweltrat unterstützt diese Zielsetzung mit Nachdruck (s. Kapitel Klimaschutz).

3.1.1.9.3 Besonderheiten des deutschen Falles

277. Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie wird, wenn sie im Jahre 2002 vorliegt, eine der letzten im internationalen Vergleich sein. Dies steht in auffälligem Kontrast zu

Tabelle 3.1.1-6

Themenfelder und Ziele des Entwurfs für eine deutsche Nachhaltigkeitsstrategie

Themenfelder	Unterthemen	Ziele
Generationen-gerechtigkeit	Ressourcen-schonung	– Halbierung der Energie- und Rohstoffintensität bis 2020 (gegenüber 1990 bzw. 1994) – Langfristige Verbesserung der Energie- und Rohstoffintensität um den Faktor 4
	Klimaschutz	– Verringerung der Emissionen der sechs im Kyoto-Protokoll genannten Treibhausgase um 21 % bis 2010 gegenüber 1990 – Verringerung der CO_2-Emissionen um 25 % bis 2005 – Langfristige Stabilisierung der Treibhausgasemissionen auf einem Niveau, auf dem eine gefährliche Störung des Klimasystems verhindert wird
	Erneuerbare Energien	– Verdoppelung des Anteils der erneuerbaren Energien bis 2010 gegenüber 2000 auf 4,2 % des Primärenergiebedarfs und auf 12,5 % des Stromverbrauchs – Steigerung des Anteils erneuerbarer Energien bis Mitte des Jahrhunderts auf ca. 50 % des weltweiten Energieverbrauchs
	Flächeninanspruch-nahme	– Reduzierung der Flächeninanspruchnahme auf 30 ha pro Tag bis zum Jahr 2020
	Artenvielfalt	– Trendumkehr bei der Entwicklung der Bestände ausgewählter und in einem repräsentativen Artenindex zusammengefasster Tierarten; Erhöhung der Bestände auf ein nachhaltiges Niveau
	Staatsverschuldung	– Erreichung eines ausgeglichenen Bundeshaushaltes im Jahr 2006 – Verwendung von Haushaltsüberschüssen zur kontinuierlichen Schuldentilgung ab 2007 – Möglichst rasches Erreichen eines ausgeglichenen Verhältnisses von Einnahmen und Ausgaben für den gesamten Staatssektor
	wirtschaftliche Zukunftsvorsorge	– Erhalt einer hohen Investitionsquote
	Innovation	– Erhöhung der privaten und öffentlichen Ausgaben für Forschung und Entwicklung auf insgesamt rund 3 % des BIP bis 2010
	Bildung	– Verringerung des Anteils der 25-Jährigen ohne Hochschulzugangsberechtigung oder Berufsausbildung von derzeit 10 % bis 12 % um ein Drittel bis 2010 und etwa ein weiteres Drittel auf 4 % bis 2020 – Erhöhung der Studienanfängerquote von 30,2 % im Jahr 2000 auf 40 % im Jahr 2010 – Deutliche Erhöhung des Anteils der Jugendlichen, die mit 25 Jahren ein Studium abgeschlossen haben

noch Tabelle 3.1.1.6

Themenfelder	Unterthemen	Ziele
Lebensqualität	wirtschaftlicher Wohlstand	– Kontinuierliche, umwelt- und sozialverträgliche Steigerung des Bruttoinlandsprodukts je Einwohner
	Mobilität	– Verringerung der Transportintensität um 5 % im Güterverkehr und 20 % im Personenverkehr bis 2020 gegenüber 1999 – Verdoppelung der Güterverkehrsleistung der Schiene bis 2015 gegenüber 1997; Erhöhung der Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt im gleichen Zeitraum um 40 %; Erhöhung des Anteils des öffentlichen Personenverkehrs an der gesamten Verkehrsleistung
	Ernährung	– Steigerung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus auf 20 % bis 2010
	Luftqualität	– Verringerung der Emissionen von SO_2, NO_x, VOC und NH_3 um insgesamt 70 % bis 2010 gegenüber 1990
	Gesundheit	– Kontinuierlicher Rückgang der vorzeitigen Sterblichkeit
	Kriminalität	– Verringerung der Wohnungseinbruchdiebstähle um 10 % bis 2010 gegenüber 2000
Sozialer Zusammenhalt	Beschäftigung	– Erhöhung der Erwerbstätigenquote auf 70 % bis 2010 gegenüber 65,4 % im Jahr 2000
	Perspektiven für Familien	– Deutliche Erhöhung des Angebots an Ganztagsbetreuungsplätzen in allen Altersgruppen (in den alten Bundesländern)
	Gleichberechtigung	– Verbesserung der Bedingungen der Frauenerwerbstätigkeit, um die Einkommensunterschiede zwischen Frauen und Männern abzubauen
	Integration ausländischer Mitbürger	– Reduzierung des Anteils ausländischer Schulabgänger ohne Hauptschulabschluss an die entsprechende Quote der deutschen Schulabgänger
Internationale Verantwortung	Entwicklungs-zusammenarbeit	– Weltweite Unterstützung nachhaltiger Entwicklung
	Märkte öffnen	– Schaffung eines offenen, fairen, berechenbaren und nicht diskriminierenden multilateralen Handels- und Finanzsystems, in dem auch Entwicklungsländer ihre Chancen hinsichtlich ihrer Exporte in Industrieländer wahrnehmen können

SRU/UG2002/Tabelle 3.1.1-6 nach Bundesregierung, 2001

der erwähnten Vorreiterrolle Deutschlands auf dem Gebiet von Umweltplanung und Umweltpolitikintegration zu Beginn der Siebzigerjahre. Ähnlich verhält es sich mit der geringen Motivationswirkung des Nachhaltigkeitskonzepts (im Sinne der „Drei-Säulen-Theorie“) im Gegensatz zu den seit 1998 erzielten Fortschritten in Bereichen des Klimaschutzes oder der Umweltpolitikintegration in unterschiedlichen Politikfeldern. Den Ausdruck „nachhaltige Entwicklung“ kannten im Jahre 2000 nur 13 % der Bundesbürger (BMU, 2000, S. 68). In dieser kleinen Gruppe hat sich zudem eine erhebliche Unterschiedlichkeit der Begriffsverständnisse und ein „Zerfließen“ (BACHMANN, 2001) des diesbezüglichen Diskurses ergeben, was die Leit- und Orientierungsfunktion des Nachhaltigkeitsbegriffes erheblich einschränkt. Das Thema ist für die Medien offenbar wenig attraktiv, entsprechende Aktivitäten der Bundesregierung – auch die Rede des Bundeskanzlers zur Konstituierung des Nachhaltigkeitsrates und die Vorlage des Entwurfs zur Nachhaltigkeitsstrategie – blieben nahezu ohne publizistische Resonanz.

Dem steht die Tatsache gegenüber, dass der Prozess der Integration von Umweltschutzbelangen in die sektoralen

Politiken seit dem Regierungswechsel 1998 durchaus Fortschritte gemacht hat (s. Tabelle 3.1.1-7). Dabei scheint weder der aktuelle Nachhaltigkeitsdiskurs noch der Cardiff-Prozess die primäre Triebkraft gewesen zu sein. Starken Einfluss hatten Initiativen der rot-grünen Regierung in unterschiedlichen Politikfeldern, die durch zwei Faktoren begünstigt waren: zum einen pfadabhängige, bereits unter der bisherigen Regierung entwickelte Stärken der deutschen Umweltpolitik, wie sie insbesondere im Klimaschutz zur Geltung kamen, zum anderen situative Handlungschancen wie im Falle der BSE-Krise.

3.1.1.9.4 Bewertungen und Empfehlungen

278. Der Umweltrat hat in seinem Umweltgutachten 2000 – unter Rekurs auf internationale Erfahrungen in OECD-Ländern – zur deutschen Strategie nachhaltiger Entwicklung Stellung genommen (SRU, 2000, Kapitel 1). Er erachtet insbesondere folgende prozedurale Schritte als wesentlich:

– *Institutionelle Verankerung* des Verfahrens der Strategieformulierung: Beauftragung durch Bundestag, Vorgaben des Kabinetts;

– *„Internalisierung der Verantwortung“:* Orientierung an den ungelösten, langfristigen Umweltproblemen und gezielte Konfrontation der Verursacherbereiche mit ihrem Anteil an diesen Problemen;

– *Sektorale Strategien:* Allgemeine Zielvorgaben sollten auf der Ebene der Verursacherbereiche (Sektoren) konkretisiert und in Strategien übersetzt werden, deren Qualität einem Diskurs- und Überprüfungsprozess unterworfen ist;

– *Relevante und überprüfbare Ziele:* Quantitative Ziele mit Zeitvorgaben und Überprüfungsregeln (Indikatoren); Verankerung der Ziele in einem breiten, parteiübergreifenden öffentlichen Diskurs;

– *Ausreichende administrative und wissenschaftliche Kapazität* für den Prozess, von der Formulierung der Strategie bis zur Überprüfung ihrer Umsetzung;

Tabelle 3.1.1-7

Neuere umweltpolitische Aktivitäten der Bundesregierung in unterschiedlichen Politikfeldern außerhalb des Umweltressorts

	Sektorale Aktivitäten
Energie	Ambitioniertes „Klimaschutzprogramm“ mit über 150 Maßnahmen; Gründung der “Deutschen Energie-Agentur”
	Starke Förderung erneuerbarer Energien (EEG)
Landwirtschaft	„Nachhaltigkeitsstrategie für die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft“, vorgelegt vom Ministerium (2000) Verstärkte Förderung des ökologischen Landbaus (20 % Flächenanteil bis 2010) und einer integrierten, nachhaltigen Entwicklung des ländlichen Raums Neuorganisation des Landwirtschaftsministeriums als Verbraucherschutzministerium (2001)
Verkehr	„Energieeffizienzstrategie für den Verkehrssektor“ und „Integrierte Verkehrspolitik“, vorgelegt vom Ministerium (2000); LKW-Maut; starke Förderung des Schienenverkehrs
Bau	Integration Bau- und Raumordnungsgesetz (1997); Novellierung des Raumordnungsgesetzes mit der Verankerung der Leitvorstellung der nachhaltigen Raumentwicklung als Leitvorstellung; Leitlinien nachhaltiges Bauen
Entwicklungszusammenarbeit	Aktive Rolle während UNCED (1992); bilateraler Umwelttechnologietransfer zusammen mit der Industrie
Finanzen	Ökologisierung der Wirtschaftsberichterstattung; Steuererleichterung für schadstoffarme Autos (1997); ökologische Steuerreform (1998); „Zukunftsprogramm der Bundesregierung“; verschiedene Kreditprogramme
Forschung	Verstärkte Forschungsförderung zum Thema „Nachhaltige Entwicklung“
Gesundheit	Aktionsprogramm „Umwelt und Gesundheit“
Sozialpolitik	Aktivitäten im Rahmen des „Bündnis für Arbeit, Ausbildung und Wettbewerbsfähigkeit“ (Thematischer Dialog „Arbeit und Umwelt“); Einbeziehung des Umweltschutzes in die Aufgaben der Betriebsräte im Zuge der Novellierung des Betriebsverfassungsgesetzes

Quelle: Jänicke et al., 2001

- *Realismus in der Bewertung:* Nicht nur die genaue Zielerreichung zählt; es ist auch positiv zu bewerten, wenn die Institutionalisierung eines breiten Lernprozesses über Problemlagen und Lösungserfordernisse im Sinne der Internalisierung von Verantwortung gelingt.

279. Gemessen an diesem Maßstab ist der Prozess der Formulierung einer deutschen Nachhaltigkeitsstrategie in folgender Hinsicht positiv zu bewerten:

- Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie ist mit der Verantwortung des Kabinetts und des Kanzleramtes, der speziellen Institution des Staatssekretärsausschusses, den grundsätzlichen Vorgaben für das Verfahren und der Dialog- und Kritikfunktion des Rates für Nachhaltige Entwicklung institutionell sinnvoll verankert.
- Der Strategieentwurf konzentriert sich in seinen umweltpolitischen Aspekten auf die zentralen Verursachungsbereiche (Energie, Verkehr, Landwirtschaft, Bau- und Siedlungswesen).
- Der innovationsorientierte Ansatz wird vom Umweltrat ausdrücklich begrüßt, weil hoch entwickelte Industrieländer wie die Bundesrepublik Deutschland nicht nur im Innovationswettbewerb, sondern zunehmend im Wettbewerb um umweltgerechte Technologien stehen müssen. Gerade für Umweltinnovationen haben klare, kalkulierbare Zielvorgaben hohe Bedeutung (vgl. Kapitel 2.2).
- Positiv hervorzuheben ist die Rolle der Managementregeln, die im Umweltbereich über die wichtigen Managementregeln der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ noch hinausgehen“ (Enquete-Kommission, 1994, S. 45 ff.).
- Einige wichtige Ziele wurden quantitativ festgelegt, mit Fristen versehen und somit einer Überprüfung zugänglich gemacht.

280. Der Umweltrat sieht gleichwohl die folgenden Probleme:

- Der Prozess der Strategieformulierung ist von den Medien und damit auch von der deutschen Öffentlichkeit in einem Maße ignoriert worden, das den Erfolg in der Sache gefährdet. Grund hierfür ist nicht zuletzt die geringe semantische Attraktivität des Wortes „Nachhaltigkeit“, dessen begriffliche Auflösung in nahezu alle Richtungen zusätzlich erschwerend wirkt. Dieses Defizit widerspricht dem breiten Interesse der Bevölkerung an Zukunftsfragen und einer so verstandenen Umweltperspektive (BMU, 2000, S. 77 f.). In diesem Sinne ist gezielt Aufklärung zu betreiben. Hierfür sollten auch zusätzliche Werbemittel bereit gestellt werden.
- Zur Begriffsauflösung trägt – neben der Einbeziehung von allerlei Reformthemen – auch die einleitende Definition von Nachhaltigkeit als „wirtschaftlich leistungsfähige, sozial gerechte und ökologisch verträgliche Entwicklung“ bei. Mit der in Rio beschlossenen „Agenda 21“ ist diese Definition kaum zu begründen.
- Die Heterogenität der Zielstruktur, die die gesamte Breite ökologischer, ökonomischer und sozialer Zielsetzungen umfasst, mag einer allgemeinen Zukunftsprogrammatik gerecht werden. Eine Strategie nachhaltiger Entwicklung wird durch eine solch heterogene Zielstruktur jedoch konturlos.
- Der Strategieentwurf enthält zwar einzelne ehrgeizige Ziele, wie etwa das Ziel, den Flächenverbrauch von 130 auf 30 ha pro Tag zu reduzieren, die positiv hervorzuheben sind. Aber gerade in so schwierigen Feldern, wie dem der Verringerung der Flächeninanspruchnahme, ist der Test auf die Glaubwürdigkeit erst durch den Beschluss geeigneter Maßnahmen zu erbringen (SRU, 2002; MICHAELIS, 2002).
- Bei den Umweltzielen fehlen weitgehend solche für den Umweltzustand, um dessen langfristige Veränderungen es ja geht. Der Zustand des Grundwassers sollte z. B. durch ein gesondertes Ziel Berücksichtigung finden.
- Der Umweltrat vermisst das – auch vom Rat für Nachhaltige Entwicklung geforderte – Ziel einer Reduzierung der CO_2-Emissionen um 40 % bis 2020 (gegenüber 1990).
- Problematisch ist die im Strategieentwurf vorgenommene Gleichsetzung von Zielen und Indikatoren. Zwar ist es durchaus sinnvoll, mithilfe einer kleinen Zahl repräsentativer Schlüsselindikatoren die deutsche Nachhaltigkeitspolitik überprüfbar zu machen. Bei einigen der ausgewählten „Indikatoren“ handelt es sich nicht um Indikatoren im eigentlichen Sinne, d. h. Größen, mit denen nicht oder schwer messbare Sachverhalte auf einfache Weise erfasst werden können, sondern um mehr oder weniger willkürlich gesetzte Teilziele. Teilweise sind die gewählten Indikatoren außerdem nicht hinreichend repräsentativ. Zu befürchten ist beispielsweise, dass der aus naturschutzfachlicher Sicht völlig unzulängliche Indikator „Bestandschutz ausgewählter Tierarten“, für den sechs Vogelarten ausgewählt worden sind, eine Konzentration politischer Anstrengungen auf die Ausweitung des Bestandes der genannten sechs Vogelarten bewirkt, statt den generellen Schutz der Lebensräume bedrohter Tier- und Pflanzenarten zu fördern.
- Art und Auswahl der Umweltindikatoren ergeben insgesamt ein unangemessen positives Bild der Entwicklung. Dies gilt für Indikatoren, die nur die relative „Belastungsintensität“ im Verhältnis zur Wirtschaftsleistung ausdrücken, nicht aber die tatsächliche Zu- oder Abnahme der absoluten Belastung. Einen unangemessenen Entwarnungseffekt dürften auch Indikatoren wie „Schadstoffbelastung der Luft“ oder „Zufriedenheit mit der Gesundheit“ hervorrufen. Daher sollten zusätzlich Indikatoren verwendet werden, die problematische Entwicklungen betreffen, beispielsweise den Pestizideinsatz.
- Der „Indikator“ Bruttoinlandsprodukt legt es nahe, die Höhe des Wirtschaftswachstums im Hinblick auf seine Über-Kompensierbarkeit durch Effizienzsteigerungen

zu problematisieren. Um absolute Entlastungen zu erzielen, muss die Steigerung der Umwelteffizienz höher ausfallen als die des Bruttoinlandsprodukts. Dies ist bei hohen Wachstumsraten des Bruttoinlandsprodukts bislang nicht gelungen.

– Eine Internalisierung der Verantwortung in die wichtigen Verursachungsbereiche wurde zwar durch Thematisierung wichtiger Sektoren begonnen. Aber von einer gezielten Konfrontation der Verursacher mit den von ihnen zu verantwortenden Problemanteilen ist die Strategie noch ein ganzes Stück entfernt. Vorrangig wird nur der allgemeine Diskurs mit der Öffentlichkeit oder mit der Fachwissenschaft gesucht. Hier sind beispielsweise regelmäßige Sektorkonferenzen zu empfehlen, bei denen Fachministerien und Interessenverbände in deren Umfeld zu konkreten Problemperspektiven Stellung nehmen und Lösungsvorschläge erarbeiten. Ein Testfall wäre der Umgang mit der deutschen Kohleindustrie und ihrer Langzeitperspektive. Dazu ist ein entsprechender wissenschaftlicher Input erforderlich. Der Umweltrat betont in diesem Zusammenhang die Rolle des Umweltbundesamtes.

– In der Verkehrspolitik werden zwar wichtige Probleme thematisiert und einige eher vorsichtige Maßnahmen empfohlen. Das zentraleuropäische Transitland Deutschland hätte aber allen Grund, mit weiter gehenden Maßnahmen – zu denken wäre an die entsprechende Rolle der Schweiz – zu einer Verkehrswende in Europa „vor Ort“ beizutragen. Einige der vorgeschlagenen Maßnahmen tragen zudem unverkennbar zu einer höheren Umweltbelastung bei, so etwa Umgehungsstraßen mit ihren erheblichen zusätzlichen Zerschneidungseffekten oder Güterverkehrszentren, die im Regelfall auf der „grünen Wiese“ errichtet werden.

– Die im Strategieentwurf dargestellten acht prioritären Handlungsfelder sind größtenteils ein Spiegel der derzeitigen Regierungspolitik. Während in den bereits in dieser Legislaturperiode bearbeiteten Problembereichen konkrete und detaillierte Ziele und Maßnahmen formuliert werden, bleibt der Strategieentwurf gerade im langfristig planenden Bereich sehr vage. Dies steht im Widerspruch zur zentralen Funktion von Nachhaltigkeitsstrategien, gesellschaftlichen Akteuren eine über Legislaturperioden hinausreichende langfristige Orientierung zu ermöglichen. Die Nachhaltigkeitsstrategie sollte sich daher in den acht prioritären Handlungsfeldern nicht nur auf bereits eingeleitete Politiken der Bundesregierung stützen, sondern verstärkt neue Ziele und Maßnahmen entwickeln.

– Ein grundsätzliches Problem stellt die unzulängliche Kapazität für das Management des Prozesses der Strategieformulierung und -umsetzung dar. Viele Verzögerungen ergaben sich durch Überforderung der kompetenten, aber zu kleinen Gruppe im Kanzleramt, in deren Händen das Management konzentriert war. Insbesondere im Hinblick auf die öffentliche Kommunikation der Strategie muss die Handlungskapazität erweitert werden.

– Schließlich wird der Beitrag, den der öffentliche Sektor in seinem Umweltverhalten als möglicher Vorreiter zu leisten vermag, weitgehend ausgeklammert. Der Umweltrat empfiehlt hier exemplarische Reduktionsziele, so etwa für den durchschnittlichen Treibstoffverbrauch des Fuhrparks oder den Energieverbrauch öffentlicher Gebäude.

Der Umweltrat hat stets ein vorrangig ökologisches Verständnis von nachhaltiger Entwicklung vertreten (das allerdings die Berücksichtigung sozialer, ökonomischer und sonstiger relevanter Belange einschließt). Die vorliegende Nachhaltigkeitsstrategie hat demgegenüber den Charakter eines zukunftsbezogenen Reformkonzepts mit einer vergleichsweise heterogenen Zielstruktur. Es ist abzuwarten, ob und in welchem Maße die Verknüpfung der Umweltfrage mit einer Reihe anderer Reformthemen produktive Lerneffekte und neue Allianzen zur Folge hat oder aber eine Hyperkomplexität schafft, die nicht zu bewältigen ist. Wegen der Offenheit dieses Ausgangs betont der Umweltrat – ebenso wie der Staatssekretärsausschuss – die Notwendigkeit einer regelmäßigen Überprüfung nicht nur der Ergebnisse, sondern auch der Strategie selbst.

Nur durch eine anspruchsvolle Nachhaltigkeitsstrategie mit weit reichenden Zielen, konkreten Maßnahmen und nachvollziehbaren Überprüfungsmechanismen kann Deutschland seinen im Klimaschutz gewonnenen Ruf als internationaler Vorreiter wahren und auf andere Politikbereiche ausdehnen. Der Umweltrat empfiehlt dem Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung daher, bei der weiteren Überarbeitung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie den hier aufgeführten Kritikpunkten Rechnung zu tragen.

3.1.2 Auf dem Weg zu einer europäischen Umwelthaftung

3.1.2.1 Vorstellungen der Europäischen Kommission

281. Im Februar 2000 hat die Europäische Kommission ein Weißbuch zur Umwelthaftung vorgelegt (Europäische Kommission, 2000), in dem sie sich dafür ausspricht, das Umwelthaftungsrecht in den Mitgliedstaaten zu harmonisieren und ein gemeinschaftsweites System einer europäischen Umwelthaftung einzuführen. Sie verspricht sich davon vor allem eine konsequentere Verwirklichung des Verursacherprinzips, eine Vermeidung von Umweltschäden sowie eine Schaffung zusätzlicher Anreize zur Beachtung des gemeinschaftlichen Umweltrechts. Nach dem Konzept des Weißbuchs soll mit einer Rahmenrichtlinie ein Ordnungsrahmen für die Umwelthaftung geschaffen werden. Die Rahmenrichtlinie würde zunächst die wesentlichen Mindestanforderungen enthalten und könnte im Laufe der Jahre entsprechend den dann gesammelten Erfahrungen um weitere Ansätze ergänzt werden. Zur weiteren Ausarbeitung und Diskussion der geplanten Richtlinie hat die Kommission zwischenzeitlich ein Konsultationspapier (European Commission, 2001) vorgelegt, das erhebliche Abstriche am ursprünglich verfolgten Ansatz erkennen lässt und auf das sich die nachfolgende

Darstellung in erster Linie bezieht. Danach soll die Richtlinie eine Haftung für so genannte erhebliche Umweltschäden (*significant environmental damage*) begründen. Da gegen die Institutionalisierung eines umfassenderen gemeinschaftlichen Haftungsregimes unter anderem auch von deutscher Seite kompetenzrechtliche Bedenken geltend gemacht worden sind, sollen nach dem Konsultationspapier der Kommission unter den Begriff der „erheblichen Umweltschäden“ und damit unter das gemeinschaftliche Haftungsregime nur noch eingeschränkte Schadenstypen fallen. Erfasst sein sollen nach der ausdrücklichen Definition im Konsultationspapier:

– Schädigungen der durch die Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) und die FFH-Richtlinie (92/43/EWG) sowie nationale Schutzgebietsgesetzgebung geschützten biologischen Vielfalt,

– Verschmutzungen der durch die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) geschützten Gewässer und

– Schädigungen der menschlichen Gesundheit (European Commission, 2001, Nr. 3). In diesem Punkt ist das Konsultationspapier allerdings zweideutig. Eine Erläuterung der Schadensausgleichsziele im hinteren Teil des Papiers deutet eher darauf hin, dass zusätzlich zu Biodiversitäts- und Gewässerschäden nicht Gesundheitsschäden als solche in das Haftungsregime einbezogen werden sollen, sondern Bodenbeeinträchtigungen, und dass Gesundheitsschäden nur insofern eine Rolle spielen sollen, als deren Vermeidung zu den Zielen des vorgesehenen Schadensausgleichs gehört (European Commission, 2001, Nr. 21.1).

Die Haftung für Schäden, die aus einem durch das gemeinschaftliche Umweltrecht erfassten und als potenziell gefährlich eingestuften Verhalten resultieren, soll verschuldensunabhängig ausgestaltet werden. Dagegen soll die Haftung für sonstige Schädigungen der biologischen Vielfalt verschuldensabhängig sein (European Commission, 2001, Nr. 5).

3.1.2.2 Grenzen der Gemeinschaftskompetenzen – Erfasste Schäden

282. Die Kompetenz der Europäischen Gemeinschaft zur Schaffung eines rechtlichen Rahmens für die Umwelthaftung, die sich aus den Artikel 174 ff. EG-Vertrag ableitet, wird durch das Subsidiaritätsprinzip des Artikel 5 Abs. 2 EG-Vertrag beschränkt. Voraussetzung eines Tätigwerdens der EG ist danach, dass die Ziele der in Betracht genommenen Maßnahmen nicht ausreichend von den Mitgliedstaaten und daher besser auf Gemeinschaftsebene erreicht werden können.

Der Umweltrat sieht diese Bedingungen als unzweifelhaft erfüllt an, soweit es um Vorgaben für den Ersatz ökologischer Schäden (Tz. 284) geht. Hier fehlt es auf der Ebene der Mitgliedstaaten nicht nur an einheitlichen, sondern regelmäßig überhaupt an hinreichenden Haftungsregeln. Im Bereich der Haftung für herkömmliche Schäden, etwa an Gesundheit und Eigentum, sollte sich die Gemeinschaft dagegen auf Rahmenvorgaben für das nationale Haftungsrecht – insbesondere für Beweiserleichterungen – beschränken. Die auf diese Weise erreichbare Harmonisierung der durchweg bestehenden mitgliedstaatlichen Haftungsregime für solche Schäden erscheint hinreichend, um Wettbewerbsverzerrungen durch unterschiedlich entwickelte Anreize zur Einhaltung des gemeinschaftlichen Umweltrechts zu mindern. Der Steuerungsgewinn, der mit weiter gehenden Harmonisierungen verbunden wäre, ist dagegen nicht hoch genug, um die tief greifenden Einwirkungen auf die differenzierten und rechtskulturell bedingt sehr unterschiedlich angelegten nationalen Haftungssysteme zu rechtfertigen, die damit verbunden wären.

283. Hinsichtlich der ökologischen Schäden ist es nicht nur kompetenzrechtlich möglich, sondern auch umweltpolitisch sinnvoll, über die aktuellen Vorschläge der Kommission hinauszugehen. Die hinsichtlich der ökologischen Schäden vorgesehene Beschränkung auf Biodiversitätsschäden in bestimmten Schutzgebieten (Tz. 281) sowie Wasserverschmutzungen im Anwendungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie liefe auf ein außerordentlich lückenhaftes und in seinen Abgrenzungen wenig plausibles Haftungsregime hinaus (näher Tz. 287).

Umgekehrt sollte dagegen auf eine Vollregelung herkömmlicher Schäden im gemeinschaftlichen Haftungsregime grundsätzlich verzichtet werden (kritisch gegenüber der Behandlung beider Arten von Schäden in einem Rechtsakt auch CLARKE, 2001, S. 4 ff.), weil für diese Schäden Ersatz nach den nationalen Haftungstatbeständen erlangt werden kann. Dies gilt auch für die möglicherweise nach wie vor beabsichtigte Einbeziehung von Gesundheitsschäden (Tz. 281). Der Umweltrat favorisiert daher ein Zwei-Ebenen-Modell, in dem sich der Ersatz ökologischer Schäden grundsätzlich nach europäischem, der Ersatz herkömmlicher Schäden dagegen – mit gewissen europarechtlichen Rahmenvorgaben – grundsätzlich nach nationalem Recht richtet. Die Einzelheiten des so skizzierten Anwendungsbereichs ergeben sich aus den nachfolgenden Ausführungen zur Definition der erfassten Schäden.

3.1.2.2.1 Haftung für ökologische Schäden

284. Ökologische Schäden an Umweltgütern oder an Funktionen von Umweltgütern, die keinem Einzelnen individuell zugewiesen sind, werden von den geltenden öffentlich-rechtlichen und zivilrechtlichen Haftungsnormen in Deutschland wie in den europäischen Mitgliedstaaten bislang nur unvollkommen erfasst (CLARKE, 2001, S. 30 ff.; Europäische Kommission, 1993, S. 13). Das deutsche Zivilrecht versagt bei ökologischen Schäden bislang im Grundsatz jeglichen genuinen Anspruch auf Ersatz. Allenfalls kann sich bei Ersatzansprüchen, die durch herkömmliche Schäden ausgelöst sind, eine reflexartige Erstreckung des Ersatzanspruchs auf ökologische Schäden daraus ergeben, dass primär Ersatz durch Wiederherstellung geschuldet ist und der Wiederherstellungsanspruch auch die ökologisch relevanten Eigenschaften des geschädigten Gutes umfassen kann. Ein solcher Wiederherstellungsanspruch besteht jedoch nur in engen Grenzen (näher MEYER-ABICH, 2000, S. 161 ff.;

UBA, 1997). Auch im deutschen öffentlichen Recht existieren bislang nur fragmentarische Elemente einer Haftung für ökologische Schäden (BMU, 2000; LEONHARD, 1996, S. 50 ff., 122 ff.; KADNER, 1995, S. 37 ff.). Begrenzte Restitutions- und Kompensationsansprüche ergeben sich beispielsweise aus den Gefahrenabwehr- und Störungsbeseitigungspflichten des Bundesbodenschutzgesetzes und des allgemeinen Polizei- und Ordnungsrechts (RÜTZ, 2001, S. 24 ff.). Bei der in diesem Zusammenhang häufig erwähnten naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung (UBA, 2000a; WOLFRUM et al., 1999, S. 242 f.) handelt es sich ebenfalls um Kompensationen für ökologisch relevante Zustandsveränderungen, wenn auch nicht um die typische haftungsrechtliche Konstellation eines Ausgleichs für *unerlaubte* Schädigungen. Ein umfassender spezifisch haftungsrechtlicher Schutz ökologischer Werte (z. B. der biologischen Vielfalt), der dem haftungsrechtlichen Schutz individueller Rechtsgüter entspräche, ist in Deutschland nicht gewährleistet. Dementsprechend ist weder der Ausgleich derartiger Schäden gesichert, noch kommt die Präventivwirkung des Haftungsrechts – seine verhaltenslenkende, vorsichtsfördernde Wirkung – in Bezug auf ökologische Werte voll zur Geltung. Hier besteht daher Regelungsbedarf.

285. Es gibt gute Gründe, eine entsprechende Haftungsregelung auch auf europäischer Ebene anzustreben. Eine europäische Haftung für ökologische Schäden würde wichtige ergänzende Anreize für die Einhaltung und Durchsetzung des gemeinschaftlichen Umweltrechts setzen (BMU, 2000; GODT, 1997, S. 66 ff., 71 f.). Die Kommission macht in ihrem Weißbuch darauf aufmerksam, dass wegen des weitgehenden Fehlens einer Haftung für ökologische Schäden in den meisten EG-Mitgliedstaaten eine Regelung auf europäischer Ebene auch unter Wettbewerbsgesichtspunkten angezeigt ist (Europäische Kommission, 2000, Nr. 3.5). Dabei sind nicht nur Wettbewerbsverzerrungen durch die Existenz unterschiedlicher Umwelthaftungssysteme in den Mitgliedstaaten zu berücksichtigen, sondern vor allem auch die Tatsache, dass bei der heute erreichten Intensität des Wettbewerbs im Binnenmarkt *de facto* kaum noch erwartet werden kann, dass angemessene Haftungssysteme für ökologische Schäden unabhängig von europäischen Vorgaben im Alleingang auf nationaler Ebene entstehen (SCHIELEIN, 2000, S. 152).

3.1.2.2.1.1 Beschränkung des Anwendungsbereichs

286. Kritisch sieht der Umweltrat die vorgesehene Beschränkung der Ersatzfähigkeit ökologischer Schäden auf Natura-2000-Gebiete und -Arten sowie auf Gewässer im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (European Commission, 2001, Nr. 3). Potenziell haftungsrelevante Umweltbeeinträchtigungen entstehen schon aufgrund der Lage der Einrichtungen, von denen sie ausgehen, typischerweise eher außerhalb von Schutzgebieten. Umweltschäden sind auch nicht grundsätzlich von untergeordneter Bedeutung und darum eines haftungsrechtlichen Schutzes weniger bedürftig, wenn sie außerhalb von Schutzgebieten oder durch das europäische Wasserrecht geschützten Gewässern auftreten (so auch HAGER, 2001, S. 23). Der haftungsrechtliche Schutz beispielsweise in Bezug auf Bodenbeeinträchtigungen oder ökologische Schäden im Zusammenhang mit der Verwendung gentechnisch veränderter Organismen wäre in willkürlicher Weise eingeschränkt, wenn er in der vorgesehenen Weise begrenzt würde. Gerade weil das öffentlich-rechtliche Schutzregime außerhalb der Natura-2000-Gebiete deutlich schwächer ausgeprägt ist, erscheint es sinnvoll, den anderen Gebieten wenigstens den ergänzenden Schutz des Umwelthaftungsrechts angedeihen zu lassen (UBA, 2000b). Das flickenteppichartige Haftungsregime, das die Kommission in ihrem Konsultationspapier vorschlägt, würde außerdem eine praktisch nur schwer handhabbare Differenzierung zwischen erfassten und nicht erfassten Schäden erforderlich machen und die ohnehin schon bestehende Unübersichtlichkeit der rechtlichen Grundlagen der Umwelthaftung (SCHWARZE, 1996, S. 100 ff.) nochmals vergrößern (CLARKE, 2001, S. 4 f.). Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung deshalb, dafür einzutreten, dass der Anwendungsbereich einer Haftung für ökologische Schäden weiter gefasst wird als bislang vorgesehen. Da für eine gemeinschaftsweite Haftungsregelung für ökologische Schäden deutlicher Bedarf besteht, sind gegen eine solche Ausweitung kompetenzrechtliche Bedenken nicht geltend zu machen.

287. Allerdings ist zuzugestehen, dass ein gemeinschaftliches Haftungsregime für ökologische Schäden nur insoweit sinnvoll ist, wie das Gemeinschaftsrecht auch – zumindest in abstrakter Form – Maßstäbe zur Beantwortung der Frage bereitstellt, was überhaupt als ein ökologischer Schaden anzusehen ist. Andernfalls könnte das europäische Haftungsregime durch unterschiedliche mitgliedstaatliche Interpretationen des Schadensbegriffs weitgehend unterlaufen werden, und es ginge davon sogar ein kontraproduktiver Anreiz für die Mitgliedstaaten aus, zwecks Entschärfung des europäischen Haftungsrechts ihr nationales Umweltrecht generell im Sinne einer hohen Toleranz für Schädigungen auszugestalten. Die von der Kommission vorgeschlagene enge Begrenzung des Haftungsregimes für ökologische Schäden hat zweifellos den Vorteil, dass sie mit der Bezugnahme auf FFH-, Vogelschutz- und Wasserrahmenrichtlinie nicht nur den Anwendungsbereich des Haftungsregimes bestimmt, sondern gleichzeitig zumindest ansatzweise die Standards konkretisiert, deren Unterschreitung als Schaden gewertet werden kann. Das europäische Umweltrecht enthält aber über die genannten Richtlinien hinaus weitere, in denen, sei es explizit oder implizit, abstrakt oder konkretisiert, eine europarechtliche Unterscheidung zwischen normalen und als geschädigt betrachteten Umweltzuständen fixiert ist. So liefern die Bodengrenzwerte der Klärschlammrichtlinie (86/278/EWG), die allerdings auch in diesem Punkt aktualisierungsbedürftig ist, Hinweise auf inakzeptable Schadstoffkonzentrationen in landwirtschaftlich genutzten Böden; in der Freisetzungsrichtlinie kommt der Unterscheidung zwischen schädlichen und unschädlichen Auswirkungen der Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen zentrale Bedeutung zu, usw. Die gemeinschaftliche Haftung für ökologische

Schäden könnte und sollte dementsprechend an einen Begriff des signifikanten ökologischen Schadens anknüpfen, der diejenigen und nur diejenigen Veränderungen an nicht individuell zugeordneten Umweltgütern umfasst, die nach den expliziten oder impliziten Maßgaben des (sonstigen) gemeinschaftlichen Umweltrechts als schädlich zu beurteilen sind. Mit dieser Anknüpfung entstünde vonseiten des Haftungsrechts eine zusätzliche Veranlassung, bislang zu wenig konkretisierte Schädlichkeitsmaßstäbe wie z. B. den der Freisetzungsrichtlinie in der notwendigen Weise zu präzisieren. Alternativ könnte auch erwogen werden, auf eine konstitutive Anknüpfung der europäischen Umwelthaftung an das sonstige europäische Umweltrecht ganz zu verzichten. In diesem Fall wäre es allerdings erforderlich, den Begriff des erheblichen Umweltschadens in der geplanten Haftungsrichtlinie selbst sehr viel weiter gehender zu konkretisieren, als sich dies bislang im Weißbuch und im Konsultationspapier der Kommission abzeichnet.

3.1.2.2.1.2 Bewertung ökologischer Schäden

288. Die Berechnung des Umfangs ökologischer Schäden ist besonders voraussetzungsreich (MEYER-ABICH, 2000, S. 169 ff.). Der Umweltrat unterstützt den von der Europäischen Kommission eingeschlagenen Weg, die Haftungspflicht primär als Pflicht zur Wiederherstellung bzw. zum Ersatz der Wiederherstellungskosten auszugestalten (European Commission, 2001, Nr. 8, 21). Allerdings ist die Bandbreite vorstellbarer Wiederherstellungsmaßnahmen und -erfolge beträchtlich. Die zu ihrer Konkretisierung bislang seitens der Kommission entwickelten Vorstellungen (European Commission, 2001, Nr. 21.1-3) bedürfen noch einer erheblich detaillierteren Ausgestaltung. Andernfalls droht nicht nur eine erhebliche Rechtsunsicherheit für Behörden und Haftungsverantwortliche, sondern auch eine Fortschreibung der insoweit bestehenden Wettbewerbsverzerrungen im Binnenmarkt. In einer von der Kommission in Auftrag gegebenen Studie zur Bewertung und Wiederherstellung bei ökologischen Schäden sind methodische Ansätze für die Bestimmung notwendiger Wiederherstellungsmaßnahmen entwickelt worden (MacAlister Elliott and Partners Ltd., 2001). Diese beziehen sich allerdings primär auf FFH- und Vogelschutzgebiete und reichen damit insbesondere für den hier vorgeschlagenen erweiterten Anwendungsbereich des Haftungsregimes (Tz. 286 f.) nicht aus. Von deutscher Seite sollten in die weitere europäische Diskussion insbesondere die Erfahrungen mit den Ausgleichs- und Ersatzpflichten der deutschen naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung eingespeist werden (s. vor allem KIEMSTEDT et al., 1996a, 1996b, 1994).

Ökologische Schäden können im Übrigen nicht in allen Fällen, und in vielen Fällen zumindest nicht vollständig, durch Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes ausgeglichen werden. Da ökologische Schäden ihrer Natur nach nicht marktfähige Güter betreffen, existieren auch keine Marktpreise, anhand derer sie ohne weiteres in Geld ausgedrückt werden könnten. Soweit ein Schadensausgleich durch Wiederherstellung nicht möglich ist, muss daher die Schadenshöhe nach anderen Methoden – anhand der Schadensvermeidungskosten und/oder anhand erfragter Zahlungsbereitschaften oder anderer Wertschätzungsindikatoren – berechnet werden (näher MEYER-ABICH, 2000, S. 171 ff.). Da bislang keine dieser Methoden und ihrer Varianten unumstritten als geeignet und vorzugswürdig vor den jeweils anderen anerkannt ist, sind gemeinschaftsrechtliche Vorgaben für die Schadensermittlung und -bewertung unerlässlich. Ohne solche Vorgaben kann der mit der Haftungsrahmenrichtlinie angestrebte Harmonisierungserfolg nicht erreicht werden.

289. Erfahrungen mit der Haftung für ökologische Schäden, an denen sich entsprechende gemeinschaftsrechtliche Regelungen orientieren können, liegen insbesondere in den USA vor (WOLFRUM et al., 1999, S. 281 f., m. w. N.; ausführlicher LEONHARD, 1996, S. 123 ff.). Dem US-amerikanischen Modell sollte insbesondere darin gefolgt werden, dass der Begriff der Wiederherstellung weit gefasst und anstelle einer nicht oder nur mit exzessiven Kosten realisierbaren Wiederherstellung *in situ*, z. B. bei irreparabler Schädigung eines Biotops, auch eine gleichartige Neuanlegung an anderer Stelle als Wiederherstellung aufgefasst wird. Auf diese Weise lässt sich die Anzahl der Fälle, in denen aufwendige Berechnungen zur Monetarisierung eines Schadens angestellt werden müssen, beträchtlich reduzieren. Dieser Ansatz liegt auch der von der Kommission in Auftrag gegebenen Studie zur Schadensbewertung und Wiederherstellung bei ökologischen Schäden zugrunde. Neben der „primären Wiederherstellung“ (*primary restoration*) an Ort und Stelle wird hier für den Fall, dass diese nicht oder nur zu exzessiven Kosten möglich ist, die Option einer „kompensatorischen Wiederherstellung“ (*compensatory restoration*) näher beleuchtet (MacAlister Elliott and Partners Ltd., 2001, S. 23 ff., 38 ff.). Wenn ein ökologischer Schaden im Wege der primären oder kompensatorischen Wiederherstellung saniert werden kann, erübrigt sich in der Regel eine von den Wiederherstellungskosten unabhängige monetäre Schadensbewertung; im Einzelfall kann sie allerdings erforderlich sein, um die Grenzen der (Un)Verhältnismäßigkeit einer Wiederherstellungsoption zu bestimmen (vgl. MacAlister Elliott and Partners Ltd., 2001, S. 3, 47).

3.1.2.2.2 Haftung für herkömmliche Schäden

290. Die im Weißbuch zur Umwelthaftung ursprünglich vorgesehene Einbeziehung auch von „klassischen“, nicht ökologischen Schäden in das System der europäischen Umwelthaftung (Europäische Kommission, 2000, Nr. 4.2.1) hat die EU-Kommission weitgehend aufgegeben (zur bestehenden Unklarheit hinsichtlich der Gesundheitsschäden s. Tz. 281, 283). Der Umweltrat befürwortet die sich darin abzeichnende Tendenz zu einer weitgehenden Respektierung der nationalen Haftungsregime für herkömmliche Schäden. Sämtliche Mitgliedstaaten verfügen bereits über Haftungsregelungen für den Ersatz von Schäden an individuellen Rechtsgütern. Auch die Gemeinschaft selbst kennt mit der Richtlinie über die Produkthaftung ein entsprechendes Haftungsinstrumentarium. Ungeachtet der umweltpolitischen Bedeutung der Haftung für herkömmliche Schäden sollten die hier notwendigen

Reformen im Wege einer Weiterentwicklung der nationalen und der produktbezogenen europäischen Haftungstatbestände erreicht werden (vgl. etwa Europäische Kommission, 1999, S. 2 f., 20 ff.). Ihre generelle Überlagerung durch eine europäische Umwelthaftungsrichtlinie verspricht keinen Gewinn. Die entsprechenden Anspruchstatbestände sollten sich daher auch weiterhin aus dem nationalen bzw. dem produktbezogenen europäischen Recht ergeben.

291. Allerdings hat die Diskussion um die Einführung des deutschen Umwelthaftungsgesetzes im Jahre 1990 gezeigt, dass Ersatzansprüche bei herkömmlichen Schäden ohne Erleichterungen hinsichtlich des Nachweises von Kausalität und Verschulden und ohne eine Beschränkung der möglichen Haftungsausschlussgründe häufig nicht realisierbar wären. Da die Haftungsregime der verschiedenen Mitgliedstaaten insoweit deutlich voneinander abweichen (CLARKE, 2001, S. 4 und S. 30 ff.), sprechen sowohl Gründe der Wettbewerbsgleichheit als auch Gründe des Umweltschutzes für eine diesbezügliche Harmonisierung des Haftungsrechts. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, sich auf EG-Ebene für die Aufnahme entsprechender Vorgaben einzusetzen. Diese könnten zumindest teilweise auch im Rahmen einer Novellierung der Produkthaftungsrichtlinie erfolgen (Europäische Kommission, 1999, S. 20 ff.) und sollten sich nicht auf das Feld der Gesundheitsschäden begrenzen. Für das nationale deutsche Recht dürften sich allerdings aus solchen Reformen kaum relevante Neuerungen ergeben.

3.1.2.3 Weitere zentrale Elemente des geplanten Haftungsregimes

3.1.2.3.1 Gefährdungs- und Verschuldenshaftung – Erfasste Tätigkeiten

292. Nach den Vorstellungen der Kommission (European Commission, 2001, Nr. 5a) soll die Haftung für erhebliche Umweltschäden, die aus bestimmten als potenziell gefährlich eingestuften Tätigkeiten resultieren, verschuldensunabhängig ausgestaltet sein. Die Bestimmung dieser Tätigkeiten durch die Anknüpfung an das gemeinschaftliche Umweltrecht und seine Genehmigungserfordernisse sowie insbesondere die vorgesehene Konkretisierung durch Anknüpfung an eine Liste einschlägiger Tatbestände (European Commission, 2001, Nr. 20; einen ersten Entwurf einer solchen Liste hat die Kommission zwischenzeitlich im Internet veröffentlicht) versprechen ein hinreichendes Maß an Rechtssicherheit. Einbezogen werden nach dem Listenentwurf auch der Umgang mit gentechnisch veränderten Organismen in geschlossenen Systemen und deren Freisetzung. Damit würde die geplante Umwelthaftungsrichtlinie Teile der für diesen Bereich seit langem geforderten Haftungsregelung enthalten. Allerdings liegt eine zufrieden stellende Haftungskonzeption für Schäden aus dem Umgang mit gentechnisch veränderten Organismen damit noch nicht vor. Eine baldige Regelung für den Bereich des Umgangs mit gentechnisch veränderten Organismen wird mit Recht angemahnt (Bundestagsdrucksache14/5492, S. 49 f.). Das allgemeine Umwelthaftungsrecht ist allerdings auch nicht für alle insoweit erforderlichen Regelungen der systematisch richtige Ort; für Teilbereiche bietet sich eher eine gentechnikrechtliche Spezialregelung an.

293. Zustimmung verdient es – jedenfalls beim gegenwärtigen Stand der Rechtsentwicklung in den Mitgliedstaaten – auch, wenn für Schädigungen der biologischen Vielfalt durch sonstige Tätigkeiten lediglich eine verschuldensabhängige Haftung vorgesehen wird (European Commission, 2001, Nr. 5b; kritisch dagegen UBA, 2000b). Als Grundprinzip der Haftung gilt im Allgemeinen nach wie vor die verschuldensabhängige Haftung. Die Gefährdungshaftung wird demgegenüber eher als Ausnahmefall, nämlich als das Korrelat der besonderen Risiken betrachtet, die mit einer besonders gefährlichen Aktivität verbunden sind. Diese traditionelle Abgrenzung der Anwendungsbereiche von Verschuldens- und Gefährdungshaftung, die auch dem deutschen Umwelthaftungsrecht zugrunde liegt, ist nicht unangreifbar. Unter dem Gesichtspunkt einer verursachergerechten, präventionswirksamen Kosteninternalisierung, der für die Ausgestaltung des Haftungsrechts entscheidend sein sollte, spricht viel dafür, die verschuldensunabhängige Haftung deutlich über den Bereich der traditionell als besonders gefährlich eingestuften Anlagen und Tätigkeiten hinaus auszuweiten; dies betrifft insbesondere Bereiche, in denen der Verschuldensnachweis Schwierigkeiten bereiten kann. Ein in seinem Anwendungsbereich sehr begrenztes europäisches Haftungsregime kann sich aber von den Traditionen des Haftungsrechts nicht mit einem Schritt beliebig weit entfernen, ohne schwer erträgliche Inkonsistenzen in den nationalen Haftungsregimen auszulösen. Der Umweltrat plädiert daher in diesem Punkt für die von der Kommission vorgeschlagene Lösung.

3.1.2.3.2 Rechtfertigungsgründe

294. Das Weißbuch schließt eine Haftung bei Vorliegen allgemein anerkannter Rechtfertigungsgründe wie „höhere Gewalt", „bewaffneter Konflikt", „vorsätzliches Handeln eines Dritten" oder „Beachtung einer zwingenden Verwaltungsanordnung" aus (Europäische Kommission, 2000, Nr. 4.3).

Weitere im Weißbuch diskutierte Rechtfertigungsgründe, wie die behördliche Genehmigung des schädigenden Verhaltens, die Einhaltung von Sicherheits- und Umweltauflagen und ein Einverständnis des Geschädigten bzw. Klägers (Europäische Kommission, 2000, Nr. 4.3), sollten keine Anerkennung finden. Was den zuletzt genannten Rechtfertigungsgrund angeht, ergibt sich dies schon daraus, dass Dritte über die ökologischen Schäden, die nach hier vertretener Auffassung den alleinigen Gegenstand einer umfassenden europäischen Haftungsregelung bilden sollten, nicht verfügen können. Auch ein genehmigungskonformes Verhalten sollte einen Haftungsausschluss oder eine Haftungsminderung nicht begründen (HAGER, 2001, S. 5). Im Konsultationspapier der Kommission (European Commission, 2001, Nr. 9) ist denn auch nunmehr von einer Rechtfertigung durch die „Beachtung einer zwingenden Verwaltungsanordnung" die Rede. Wie die deutsche Umwelthaftung nach § 1 UmweltHG sollte sich

auch das gemeinschaftliche Haftungsregime nicht auf eine Haftung für Störfälle beschränken, sondern auch den bestimmungsgemäßen Normalbetrieb sowie Allmählichkeits- und Langzeitschäden erfassen (MARBURGER, 1992, S. 33 f.). Wer eine gefährliche Tätigkeit ausübt, sollte für daraus resultierende Schäden auch dann einzustehen haben, wenn der Betrieb bzw. die Tätigkeit genehmigt ist und alle rechtlich bzw. aufsichtsbehördlich festgelegten Betriebspflichten eingehalten wurden (legalisiertes Betriebsrisiko; vgl. SCHIMIKOWSKI, 1996, S. 98 f.; SCHMIDT-SALZER, 1992, § 1 Rn. 18, 27). Nur mit einer solchen Regelung wird vermieden, dass ein Betreiber wirtschaftliche Vorteile aus einem potenziell gefährlichen Handeln zieht, die damit verbundenen Risiken aber auf die Allgemeinheit überwälzt. Vorzuziehen ist eine entsprechende Beschränkung des Kreises der anerkannten Rechtfertigungsgründe auch mit Blick auf die Rechtssicherheit und das Ziel einer einheitlichen Rechtsanwendung in den Mitgliedstaaten (UBA, 2000b).

3.1.2.3.3 Beweislast

295. Das Weißbuch empfiehlt, zugunsten des Geschädigten gewisse Beweiserleichterungen hinsichtlich des Verschuldens und der Kausalität in die Richtlinie aufzunehmen, ohne diese allerdings näher zu definieren (Europäische Kommission, 2000, Nr. 4.3). Das Konsultationspapier zur Umwelthaftung hat diese Überlegungen nicht weitergeführt (European Commission, 2001). Beweiserleichterungen sind nach Auffassung des Umweltrates aber unerlässliche Voraussetzung für ein wirksames System der Umwelthaftung, da insbesondere der Nachweis der Kausalität ein Kardinalproblem der Umwelthaftung und wesentliches Haftungshemmnis darstellt (WOLFRUM et al., 1999; SCHWARZE, 1998). Gerade bei Beweiserleichterungen, die die Kausalität betreffen, ist allerdings ein behutsames Vorgehen erforderlich. Im Grundsatz unproblematische Instrumente zur Erleichterung des Kausalitätsnachweises sind Informationsansprüche gegen die in Betracht kommenden Verursacher und die für deren Überwachung zuständigen Behörden. Eine kausalitätsbezogene Beweislastumkehr dagegen sollte allenfalls in einer sehr vorsichtigen Variante – für den Fall, dass eine sehr hohe Verursachungswahrscheinlichkeit bereits definitiv etabliert ist – in Erwägung gezogen werden (vgl., mit Blick auf die Versicherbarkeit, FAURE und GRIMEAUD, 2000, S. 127 ff.). Die Einführung einer Art „Verdachtshaftung“ wird seitens der Industrie mit Recht abgelehnt (BDI, 2000, S. 5).

Trotz der in §§ 6 bis 9 des Umwelthaftungsgesetzes vorgesehenen Beweiserleichterungen ist die praktische Bedeutung des Umwelthaftungsrechts in eingetretenen Schadensfällen bislang sehr beschränkt geblieben (Tz. 299 f.). Ohne zumindest gleichwertige Beweiserleichterungen wird das gemeinschaftliche Regime der Haftung für ökologische Schäden weitgehend leer laufen.

3.1.2.3.4 Auffangverantwortlichkeit

296. Nach den Vorstellungen der Europäischen Kommission sollen die Mitgliedstaaten auch verpflichtet werden, einen Schadensausgleich für diejenigen Fälle vorzusehen, in denen eine Haftung des Verursachers ökologischer Schäden nicht realisiert werden kann, weil dieser nicht identifizierbar oder zahlungsunfähig ist. Die konkrete Ausgestaltung einer solchen Auffangverantwortlichkeit (Fondsmodell, Versicherungslösung, Zustandsverantwortlichkeit in Ergänzung zur Verursacherverantwortlichkeit) soll dabei den Mitgliedstaaten überlassen bleiben, sofern die Effektivität des Schadensausgleichs gesichert bleibt (European Commission, 2001, Nr. 10).

Mit einer solchen Auffangverantwortlichkeit würde sichergestellt, dass die *Ausgleichs*funktion des Haftungsrechts auch dann zum Tragen kommt, wenn eine Haftung des primär Verantwortlichen nicht realisierbar ist. Dies ist gerade in Bezug auf ökologische Schäden sinnvoll (s. zur Notwendigkeit der Erhaltung von Naturkapital Tz. 20 ff.). Der Vorschlag der Kommission verdient daher in diesem Punkt grundsätzlich Unterstützung. Ob eine Auffangverantwortlichkeit auch unter dem noch wichtigeren Gesichtspunkt der *Präventions*funktion des Haftungsrechts (Tz. 284) Vorteile verspricht, hängt dagegen von der näheren Ausgestaltung ab. Unter diesem Gesichtspunkt ist von den oben genannten Formen der Auffangverantwortlichkeit eindeutig die Versicherungslösung vorzuziehen. Durch eine Versicherungslösung werden an der Schadensvermeidung interessierte, in dieser Hinsicht erfahrene und über den Konkurs potenzieller Schädiger hinaus betroffene Dritte, die Versicherungen, lenkungswirksam in das Anreizsystem der Umwelthaftung integriert. Für die besonders risikoträchtigen Tätigkeiten, für die eine verschuldensunabhängige Haftung vorgesehen ist, sollte daher auf europäischer Ebene eine Versicherungspflicht verankert werden. Um zugleich die unmittelbare Präventivwirkung der Umwelthaftung für den primär Haftpflichtigen möglichst weitgehend zu erhalten, ist es darüber hinaus sinnvoll, verbindlich einen Selbstbehalt vorzusehen.

297. In jedem Fall müssen die Grenzen einer sinnvollen Auffangverantwortlichkeit gewahrt werden. Nicht sinnvoll wäre aus der Sicht des Umweltrates ein Haftungsregime für diffuse (komplex summierte) Schäden. Bei Schäden dieser Art scheitert die Realisierung einer individuellen Verursacherverantwortlichkeit nicht an der Unauffindbarkeit oder Insolvenz eines existierenden Verantwortlichen, sondern daran, dass wegen der unüberschaubaren Zahl der Verantwortlichen eine individuelle Zurechnung nicht praktikabel ist. Eine haftungsrechtliche Lösung für Probleme dieser Art würde implizieren, dass das Haftungsrecht auch auf Umweltschäden ausgedehnt wird, die sich als vorhersehbare Summationseffekte aus in Kenntnis dieser Folgen zugelassenem Verhalten wie z. B. dem Autofahren ergeben. Damit wäre das haftungsrechtliche Instrumentarium überdehnt. Für die Bekämpfung derartiger Schäden sind anderweitige Veränderungen der Rahmenbedingungen wie z. B. eine Reduzierung der betreffenden Umwelteinwirkungen durch Abgaben und andere die Problemverursachung unmittelbar verteuernde Instrumente oder ordnungsrechtliche Restriktionen geeigneter als das Haftungsrecht. Umweltschäden beispielsweise, die sich aus den summierten Schadstoffemissionen

des Kfz-Verkehrs ergeben, kann sinnvoller – unter anderem auch mit geringeren Transaktionskosten – durch Steuern auf den Treibstoffverbrauch, ein sektorübergreifendes Emissionshandelssystem, ordnungsrechtliche Abgasbegrenzungen und Ähnliches entgegengewirkt werden als mit dem Instrument des Haftungsrechts. Dem Haftungsrecht droht hier eine Überforderung, die restriktive Auslegungen begünstigen und sich damit auf seine Funktionsfunktionsfähigkeit auch in anderen Bereichen ungünstig auswirken würde.

3.1.2.3.5 Zugang zu den Gerichten

298. Zur Geltendmachung von Umweltschäden empfiehlt das Weißbuch ein „zweistufiges Konzept“ (Europäische Kommission, 2000, Nr. 4.7.1). In erster Linie sollen die Mitgliedstaaten verantwortlich dafür sein, den Ausgleich von ökologischen Schäden sicherzustellen. Sie sollen die Verursacher der Schäden zur Sanierung anhalten oder diesem die Kosten entsprechender Maßnahmen anlasten. Für den Fall, dass die staatlichen Behörden nicht oder nicht in angemessener Weise tätig werden, ist ein Recht öffentlicher Interessenvereinigungen im Umweltschutz (z. B. anerkannte Naturschutzverbände) zur Untätigkeitsklage vorgesehen (Europäische Kommission, 2000, Nr. 4.7.1). Der Umweltrat begrüßt die damit angestrebte stärkere Einbindung der Umweltverbände bei der Prävention und Wiederherstellung von Umweltschäden.

Eine weiter gehende Vorstellung des Weißbuchs der Kommission geht dahin, die Umweltverbände auch unmittelbar privatrechtlich, d. h. ohne Anknüpfung an ein behördliches Verfahren im Rahmen einer Klage gegen den vermuteten Schadensverursacher, zu Anträgen auf einstweilige gerichtliche Anordnungen zu ermächtigen (Europäische Kommission, 2000, Nr. 4.7.1). Hier sollten aber zunächst die Erfahrungen mit der vorgesehenen öffentlich-rechtlichen verbandlichen Kontrolle des behördlichen Handelns abgewartet werden. Ein direkt gegen private Dritte gerichtetes Antragsrecht brächte neben erheblichen Rechtsunsicherheiten auch mit sich, dass die Prärogative der Umweltverwaltung und, im deutschen Rechtssystem, die Entscheidungskompetenz der Verwaltungsgerichte zugunsten einer erweiterten Definitionsmacht der Zivilgerichte infrage gestellt würde und sich im Bereich der Haftung für ökologische Schäden leicht Unstimmigkeiten im Verhältnis zwischen verwaltungsgerichtlicher und zivilgerichtlicher Rechtsprechung ergäben. Der Umweltrat begrüßt daher, dass das Konsultationspapier der Kommission zur Umwelthaftung in diesem Punkt von dem ursprünglich im Weißbuch verfolgten Ansatz abgerückt ist und nur noch ein über die Behörden vermitteltes Vorgehen ins Auge fasst (European Commission, 2001, Nr. 16, 17).

3.1.2.3.6 Bedeutung und Leistungsgrenzen des Haftungsrechts

299. In der Literatur wird darauf hingewiesen, dass die Zahl der tatsächlichen Haftungsfälle ungeachtet aller Verbesserungen für die Durchsetzbarkeit von Haftungsansprüchen sehr klein ist (SCHWARZE, 1998). Tatsächlich sind in der deutschen Rechtsdatenbank JURIS (Stand Oktober 2001) lediglich acht vor den Gerichten verhandelte Fälle verzeichnet, in denen das seit 1991 geltende Umwelthaftungsgesetz auch nur Erwähnung gefunden hat. Drei der Fälle betrafen rein versicherungsrechtliche Definitionsfragen, in drei weiteren Fällen wurden die Klagen abgewiesen, ein Fall wurde zur erneuten Verhandlung an das Berufungsgericht zurückverwiesen, und nur in einem Fall wurde eine teilweise Haftung eines Kraftwerksbetreibers für Schäden an einer Hausfassade festgestellt (vgl. Zusammenstellung der Entscheidungen im Anschluss an das Literaturverzeichnis). Auch außerhalb Deutschlands wird die Zahl der Umwelthaftungsfälle als gering veranschlagt (CLARKE, 2001, S. 8 f.).

Aus einer geringen Anzahl von Klagefällen lässt sich allerdings für die Bedeutung des Haftungsrechts wenig ableiten. Die wichtigste Funktion des Haftungsrechts liegt in seiner präventiven, schadensvermeidenden Lenkungswirkung (Tz. 293). Über das Ausmaß dieser Präventivwirkung gibt die Anzahl der Klagefälle keine Auskunft. Es wäre deshalb unsachgerecht, aus der geringen Häufigkeit von Umwelthaftungsprozessen auf eine geringe Relevanz des Umwelthaftungsrechts zu schließen. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass ein angemessenes Maß an Sorgfalt zur Vermeidung von Schäden an Gütern, die nicht die eigenen sind, faktisch nur erwartet werden kann, wenn institutionelle Vorkehrungen für eine entsprechende Motivation sorgen. Die Internalisierung der Schadenskosten durch Haftungsrecht ist dazu ein unentbehrliches Instrument (vgl. zur Empirie DÖRING, 1999, S. 90 f.).

300. Nichtsdestoweniger ist auch die Leistungsfähigkeit des Haftungsrechts generell und insbesondere für den Bereich des Umweltschutzes begrenzt. Die wichtigste Begrenzung liegt darin, dass haftungsrechtliche Lösungen eine klare Zurechenbarkeit der Schäden zu bestimmten Verursachern voraussetzen. Für die Bewältigung diffuser, aus vielen Quellen summierter Schäden, bei denen eine Verantwortungszurechnung nicht – oder nur mit hohem Aufwand und unter starker Abschwächung der Präventionswirkung wie beispielsweise mit Fondslösungen – realisierbar ist, ist das Haftungsrecht daher wenig geeignet (Tz. 297). Der weitaus größte Teil der Umweltprobleme, insbesondere auch der persistenten Probleme (Kapitel 2.1), mit denen moderne Gesellschaften zu kämpfen haben, ist aber gerade von dieser Artikel Die eigentliche Domäne des Haftungsrechts ist die Vermeidung und, wenn dies nicht gelungen ist, der Ausgleich punktueller, von einem einzelnen Ereignis bzw. einer einzelnen Quelle ausgelöster Schäden. Auch hier sind aber haftungsrechtliche Instrumente nicht immer ausreichend. Probleme der Verantwortungszurechnung, die die Präventivwirkung des Haftungsrechts schwächen, ergeben sich auch bei punktuellen Schäden, wenn diese innerhalb komplexer Organisationen und Handlungszusammenhänge verursacht werden. Die Tendenz zur Verantwortungsdiffusion und abnehmenden Präventivwirkung des Haftungsrechts in komplexen Organisationen wie z. B. Unternehmen ist auch durch korrigierende Mechanismen wie eine Gefährdungshaftung, die das Unternehmen, nicht aber jede einzelne im Unternehmen handelnde Person trifft, nur begrenzt korrigierbar.

Hinzu kommt schließlich auch noch ein prinzipielles Problem. Das Haftungsrecht wirkt – im Regelfall – schadensvermeidend, indem es die potenziellen Verursacher von Schäden mit der Aussicht auf eine Ersatzpflicht konfrontiert, die ein schadensverursachendes Verhalten im Regelfall als nicht lohnend erscheinen lässt. Das Haftungsrecht unterwirft damit die Schadensverursachung einem Kalkül. Nach unserem auch in der Verfassung (Artikel 1 Abs. 2; Art 2 Abs. 2, Satz 1 GG) verankerten Rechtsverständnis gibt es aber Rechtsgüter, deren Integrität vor der Auslieferung an individuelle Nutzenkalküle in besonderem Maße zu schützen ist. Der Schutz von Leben und Gesundheit von Nachbarn einer Chemieanlage oder eines Atomkraftwerks beispielsweise kann daher nicht ausschließlich einem Rechtsregime überlassen bleiben, dessen Wirksamkeit prinzipiell von der Geschäftslage oder der Risikowahrnehmung und Risikofreude des jeweiligen Betreibers abhängt. Aus den genannten Gründen ist das Haftungsrecht ein wichtiges ergänzendes Instrument des Umweltschutzes, kann aber andere Instrumente nur sehr begrenzt ersetzen (LÜBBE-WOLFF, 2001, S. 485 f.; CANSIER, 1996, S. 44 ff.; MICHAELIS, 1996, S. 21).

3.1.2.4 Schlussfolgerungen

301. Der Umweltrat bewertet die Initiative der Europäischen Kommission zur Ausarbeitung eines europäischen Umwelthaftungsrechts im Grundsatz positiv, sieht aber im Detail noch Änderungs- und Diskussionsbedarf. In Anbetracht unterschiedlicher Rechtstraditionen innerhalb der EU und der mit der Schaffung einer Haftungsrichtlinie verbundenen weit gehenden Eingriffe in das nationale Rechtssystem spricht der Umweltrat sich dafür aus, den Charakter der geplanten Richtlinie als Rahmenrichtlinie nicht aufzugeben. Die Richtlinie sollte sich dabei auf die Regelung der Haftung für ökologische Schäden konzentrieren. Für diesen Bereich muss insbesondere ein gemeinschaftlicher Haftungs-Grundtatbestand verankert werden, und es müssen einheitliche Bewertungsmaßstäbe für die Berechnung ökologischer Schäden festgelegt werden. Auch für die Schadenskompensation durch Wiederherstellung, der Vorrang eingeräumt werden sollte, bedarf es genauerer Festlegungen. Der vorgesehene enge Anwendungsbereich der Haftung für ökologische Schäden sollte ausgeweitet werden. In Bezug auf herkömmliche Schäden, einschließlich der Gesundheitsschäden, für die in allen Mitgliedstaaten ein nationales Haftungsregime existiert, genügt dagegen eine Verbesserung der Durchsetzbarkeit durch Beweiserleichterungen.

302. Im Hinblick auf eine zukünftige Umsetzung auf nationaler Ebene spricht sich der Umweltrat dafür aus, die Verantwortlichkeit für die Wiederherstellung ökologischer Schäden im öffentlichen Recht anzusiedeln und von dem Bereich der klassischen Umwelthaftung für herkömmliche Schäden zu trennen. Für die Ansiedlung einer Regelung für Umweltschäden im öffentlichen Recht spricht die Struktur des geplanten Haftungsregimes für ökologische Schäden, das nicht in erster Linie auf die Begründung von Ansprüchen im Verhältnis zwischen Privaten zielt (Tz. 298). Auch bisher sind Verantwortlichkeiten, die einen Ausgleich ökologischer Schäden einschließen, in Deutschland eher im öffentlichen Recht angesiedelt (s. auch UBA, 2000b sowie § 131 UGB-KomE).

3.1.3 Das Artikelgesetz – insbesondere die Umsetzung der IVU- und der UVP-II-Richtlinie

303. Am 3. August 2001 ist das Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie (Richtlinie 97/11/EG des Rates vom 3. März 1997 zur Änderung der RL 85/337/EWG über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten), der IVU-Richtlinie (Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) und weiterer EG-Richtlinien vom 27. Juli 2001 (BGBl. I, 1959) in Kraft getreten. Mit der Entscheidung, die genannten Richtlinien durch dieses so genannte Artikelgesetz umzusetzen, ist die zunächst ins Auge gefasste Umsetzung im Rahmen eines ersten, allgemeinen Teils eines Umweltgesetzbuches (UGB) verworfen worden. Begründet wurde dies mit Bedenken hinsichtlich der Gesetzgebungskompetenz des Bundes. Die Tatsache, dass nach Auskunft des Bundesumweltministeriums kein Dokument existiert, in dem diese Bedenken ihrerseits begründet und die gegenteilige – eine Gesetzgebungskompetenz des Bundes bejahende – Auffassung der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch (1998, S. 84 ff.) widerlegt worden wären, spricht allerdings dafür, dass die Entscheidung gegen das UGB politisch und nicht verfassungsrechtlich motiviert war. Die Chance einer Systematisierung und inneren Harmonisierung des Umweltrechts ist mit dieser Entscheidung auf absehbare Zeit vertan. Zugleich wurden damit allerdings auch Risiken vermieden. Das politische Klima ist für den traditionellen Umweltschutz und seine klassischen – ordnungsrechtlichen – Instrumente schon seit vielen Jahren nicht mehr so günstig wie in den Siebziger- und Achtzigerjahren (s. Kapitel 2.4). Mit dem Verzicht auf eine Kodifizierung, die den umweltrechtlichen Regulierungsbestand insgesamt noch einmal zur Disposition gestellt hätte, sind dem Umweltrecht daher vermutlich nicht nur Fortschritte verwehrt, sondern auch Rückschritte erspart geblieben.

304. Das Artikelgesetz bringt einige wesentliche Neuerungen für die Zulassung umweltrelevanter Vorhaben. Eine zentrale inhaltliche Neuerung ist die Einführung des „integrierten Umweltschutzes“ nach Maßgabe der IVU-Richtlinie. Durch die IVU-Richtlinie wurden die EG-Mitgliedstaaten bereits im September 1996 dazu verpflichtet, ihr Anlagenzulassungsrecht bis zum 30. Oktober 1999 auf ein medienübergreifendes, integriertes Konzept umzustellen.

Wesentliche verfahrensmäßige Änderungen bringt das Artikelgesetz vor allem durch die Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie. Diese Richtlinie, die schon bis zum 15. März 1999 hätte umgesetzt werden müssen, erweitert den Kreis der einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) zu unterziehenden Vorhaben und ergänzt das Verfahren der UVP. Mit ihrer Umsetzung durch das Artikelgesetz sollten zugleich Defizite bei der Umsetzung der grundlegenden

UVP-I-Richtlinie (Richtlinie 85/337/EWG über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten) behoben werden.

Neben der IVU-Richtlinie und der novellierten UVP-Richtlinie wird durch das Artikelgesetz auch die Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien (Deponierichtlinie) umgesetzt (KOCH und SIEBEL-HUFFMANN, 2001, S. 1087 f.). Außerdem werden unter anderem Mängel bei der Umsetzung der Richtlinie 90/313/EWG über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt (Umweltinformationsrichtlinie) behoben (BMU, 2001) und gesetzliche Voraussetzungen für überwachungsrechtliche Erleichterungen zugunsten von Betrieben geschaffen, die nach der Umwelt-Audit-Verordnung (EWG Nr. 1836/93) auditiert sind (vgl. Tz. 236).

Nachfolgend werden allein die für die Zulassung umweltrelevanter Vorhaben besonders bedeutsamen Neuerungen der IVU- und der UVP-II-Richtlinie und ihre Umsetzung durch das Artikelgesetz betrachtet.

3.1.3.1 Die Umsetzung der IVU-Richtlinie

3.1.3.1.1 Das Konzept des integrierten Umweltschutzes

305. Nach der IVU-Richtlinie muss der Zulassung besonders umweltrelevanter Vorhaben, die im Anhang der Richtlinie aufgeführt sind, eine integrierte medienübergreifende Bewertung zugrunde gelegt werden. Danach dürfen die an die Umweltverträglichkeit der Anlagen zu stellenden Anforderungen nicht mehr nur isoliert in Bezug auf jeweils einen einzelnen Belastungspfad oder ein einzelnes Schutzgut bestimmt werden; vielmehr ist ihnen eine integrierte Betrachtung unter Berücksichtigung aller Umweltmedien und aller Schutzgüter sowie möglicher Verlagerungs- und Wechselwirkungen zugrunde zu legen, wobei insbesondere Belastungsverlagerungen von einem Umweltmedium in ein anderes vermieden werden sollen. Das Integrationskonzept der IVU-Richtlinie zielt folglich auf eine *ökologische Gesamtoptimierung* der Anlagentechnik.

Um dieses Ziel eines „hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt“ zu erreichen, gibt die Richtlinie umweltbezogene Betreiberpflichten vor (Artikel 3). Namentlich sollen die Anlagenbetreiber dazu verpflichtet werden, dass

a) alle geeigneten Vorsorgemaßnahmen gegen Umweltverschmutzungen, insbesondere durch den Einsatz der besten verfügbaren Techniken, getroffen werden;

b) keine erheblichen Umweltverschmutzungen verursacht werden;

c) die Entstehung von Abfällen entsprechend der Richtlinie 75/442/EWG des Rates vom 15. Juli 1975 über Abfälle (Artikel 11) vermieden wird; andernfalls sind sie zu verwerten oder, falls dies aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist, zu beseitigen, wobei Auswirkungen auf die Umwelt zu vermeiden oder zu vermindern sind;

d) Energie effizient verwendet wird;

e) die notwendigen Maßnahmen ergriffen werden, um Unfälle zu verhindern und deren Folgen zu begrenzen;

f) bei einer endgültigen Stilllegung die erforderlichen Maßnahmen getroffen werden, um jegliche Gefahr einer Umweltverschmutzung zu vermeiden und um einen zufrieden stellenden Zustand des Betriebsgeländes wiederherzustellen.

Diese Anforderungen der Richtlinie sind in einem Genehmigungsverfahren durchzusetzen (Artikel 4, 12). Um zu gewährleisten, dass darin alle Umweltauswirkungen berücksichtigt und integriert bewertet werden, verlangt die Richtlinie eine vollständige Koordinierung der am Genehmigungsverfahren beteiligten Behörden (Artikel 7).

306. Harmonisierte materielle Konkretisierungen des integrativen, medienübergreifenden Anforderungsprofils enthält die Richtlinie nicht. Nach Artikel 16 ist lediglich ein Informationsaustausch über den Stand der Technik (beste verfügbare Techniken) vorgesehen, der von dem eigens dafür eingerichteten europäischen IPPC-Büro (EIPPCB) in Sevilla koordiniert wird und dessen Ergebnisse in so genannten BREFs (Best Available Technique Reference Document) dokumentiert werden. Diese BREFs werden als Merkblätter veröffentlicht (EIPPCB, 2002) und sollen den Mitgliedstaaten bzw. ihren Genehmigungsbehörden eine Orientierung über den Stand der Technik beim integrierten Umweltschutz geben. Von der Möglichkeit, auf Basis der BREFs harmonisierte Grenzwerte vorzuschlagen (Artikel 18 Abs. 1), hat die Kommission bisher keinen Gebrauch gemacht.

Den Mitgliedstaaten wird es ausdrücklich freigestellt, ob sie nationale Grenzwerte und sonstige Umweltstandards zur Umsetzung der Richtlinie und ihres integrierten Vorsorgekonzepts festlegen (Artikel 9 Abs. 8 IVU-Richtlinie) oder einen dezentralisierten Ansatz wählen, bei dem die jeweilige Genehmigungsbehörde individuelle Grenzwerte im Genehmigungsbescheid festsetzt (Artikel 9 Abs. 3 f.).

3.1.3.1.2 Die Umsetzung durch das Artikelgesetz

307. Das deutsche Umweltrecht sah vor Inkrafttreten des Artikelgesetzes kein ausdrücklich integriertes Anlagen-Zulassungsverfahren vor. Zwar umfasste das zentrale immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz durchaus nicht nur Belastungen über den Luftpfad, sondern mit § 5 Abs. 1 Nr. 3 auch die zum Zweck der Vermeidung, schadlosen Verwertung und ordnungsgemäßen Beseitigung von Abfällen zu treffenden Anforderungen sowie das Abwärmenutzungsgebot. Auch setzt die immissionsschutzrechtliche Anlagengenehmigung über § 6 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG die Einhaltung sonstiger umweltrechtlicher Anforderungen voraus (näher HANSMANN, 1999). Allerdings sah das Bundes-Immissionsschutzgesetz keine ausdrückliche integrative Verknüpfung der nach seinem § 5 Abs. 1 sowie der nach § 6 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG einzuhaltenden sonstigen Schutz- und Vorsorgebote in dem Sinne vor, dass alle diese Anforderungen in Bezug auf das jeweils zuzulassende Vorhaben optimierend gegeneinander

abzugleichen sind. Damit vermittelte das nationale Recht den Eindruck, dass es einzelne Belastungspfade vollkommen unabhängig voneinander bewerte und Verlagerungs- und Wechselwirkungen dabei geradezu zwangsläufig außer Acht lasse. Dieser Eindruck ist verfahrensrechtlich verstärkt worden durch das Nebeneinander der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung einerseits und der gegebenenfalls erforderlichen wasserrechtlichen Zulassungen nach dem Wasserhaushaltsgesetz andererseits. Der sektoralen Struktur des Vorhabenzulassungsrechts entspricht schließlich auch das untergesetzliche Regelwerk mit seinen auf die jeweils einzelnen Belastungspfade ausgerichteten Grenzwerten und Qualitätsstandards. All dies schien dem Integrationspostulat der IVU-Richtlinie grundsätzlich zu widersprechen.

Bei näherer Betrachtung ist die medienübergreifende Betrachtungsweise dem deutschen Umweltrecht allerdings nicht so fremd, wie häufig angenommen wird. Ein angesehener britischer Wissenschaftler hat den integrativen Ansatz des britischen Rechts, auf den die IVU-Richtlinie zurückgeht, mit dem Beispiel erläutert, dass die Nassreinigung der Abgase eines Industriebetriebs nicht zu Abwasserableitungen führen dürfe, die im Vorfluter ein Forellensterben auslösen (HAIGH, 1998, S. 62). Bis zu diesem elementaren Integrationsniveau hat es auch das deutsche Umweltrecht schon seit längerem gebracht. Komplexe medienübergreifende Optimierungen im Einzelfall, wie sie das britische Recht den Behörden zur Aufgabe macht (näher MEINKEN, 1999), spielen allerdings in Deutschland bislang keine vergleichbare Rolle. Dies beruht aber nicht auf einer prinzipiellen Blindheit des deutschen Umweltrechts für medienübergreifende Umweltauswirkungen, sondern in erster Linie darauf, dass das deutsche Umweltrecht im Gegensatz zum britischen traditionell mit allgemein verbindlichen normativen Standards statt mit fallbezogenen behördlichen Festsetzungen arbeitet. Die im deutschen Umweltrecht zentrale Anforderung, Emissionen nach dem „Stand der Technik“ zu minimieren, impliziert darüber hinaus seit jeher die Notwendigkeit einer differenzierteren medienübergreifenden Betrachtung, denn Maßnahmen, die eine Emissionsminderung um den Preis unangemessener Problemverlagerungen in ein anderes Medium erreichen, sind nicht „Stand der Technik“ (LÜBBE-WOLFF, 1999, S. 245, m. w. N.). Der Gesetzgeber ist denn auch zu Recht davon ausgegangen, dass es zur Umsetzung der IVU-Richtlinie keiner grundsätzlichen strukturellen Umwälzung des nationalen Rechts bedurfte, sondern einige Ergänzungen und Klarstellungen genügen, um der Integrationsforderung der IVU-Richtlinie Rechnung zu tragen (s. bereits SRU, 2000, Tz. 83). Im Kern wurden dazu folgende Änderungen vorgenommen:

(1) Ergänzung der Schutzprogramme des BImSchG und des WHG: Die nach dem BImSchG und dem WHG zu berücksichtigenden Verschmutzungspfade wurden ausdrücklich über die bisher dominanten Luft- bzw. Wasserpfade hinaus erweitert. So wurden in die Zielsetzung des BImSchG ausdrücklich die Ziele der IVU-Richtlinie einbezogen. Hinsichtlich genehmigungsbedürftiger Anlagen dient das BImSchG nunmehr explizit der integrierten Vermeidung und Verminderung schädlicher Umwelteinwirkungen zur Erreichung eines hohen Schutzniveaus der Umwelt insgesamt (§ 1 Abs. 2 BImSchG n. F.). Eine entsprechende Grundbestimmung wurde auch in das WHG (§ 1 a WHG n. F.) eingeführt. In dem Vorsorgegebot für genehmigungsbedürftige Anlagen (§ 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG) wurde klargestellt, dass keinesfalls nur die über den Luftpfad wirkenden, sondern gleichermaßen auch alle in anderer Weise als durch „Immissionen“ i. S. von § 3 Abs. 2 BImSchG entstehenden Umweltbelastungen – also auch Einträge in Gewässer und Böden – möglichst vermieden oder vermindert werden müssen und mithin alle diese Umweltbelastungen genehmigungsrelevant sind. Dementsprechend „integrativ“ sind schließlich sowohl im Immissionsschutz- als auch im Wasser- und Abfallrecht die Definitionen des „Standes der Technik“ umformuliert worden, der bekanntlich für Art und Umfang der von den Vorhabenträgern zu leistenden Umweltvorsorge maßgeblich ist (vgl. § 3 Abs. 6 BImSchG n. F., § 3 Abs. 12 KrW-/AbfG n. F., § 7 a Abs. 5 WHG n. F.).

(2) Integrationsklauseln für untergesetzliche Umweltstandards: In die einschlägigen Ermächtigungen zur Festlegung von Grenzwerten und sonstigen Umweltstandards wurden „Integrationsklauseln“ eingefügt. Dort wird nunmehr angeordnet, dass bei der Normierung von Grenzwerten und konkreten technischen Anforderungen „insbesondere mögliche Verlagerungen von nachteiligen Auswirkungen von einem Schutzgut auf ein anderes zu berücksichtigen“ sind und ein „hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt“ zu gewährleisten ist (vgl. §§ 7 Abs. 1 Satz 2, 48 Satz 2 BImSchG n. F.). Diese Integrationsklauseln bilden den Kern der Umsetzungsstrategie des Artikelgesetzes. Die integrative Berücksichtigung von Verlagerungs- und Wechselwirkungen soll erklärtermaßen (s. die amtliche Begründung, Bundestagsdrucksache 14/4599, S. 77) weitest möglich durch abstrakt-generelle untergesetzliche Standardisierungen und nur subsidiär durch Einzelfallentscheidungen der Genehmigungsbehörde erreicht werden.

(3) Verfahrenskoordination: Die Genehmigungsbehörden werden zur vollständigen Koordinierung etwaiger paralleler Zulassungsverfahren verpflichtet. § 10 Abs. 5 Satz 2 BImSchG schreibt jetzt vor, dass die Genehmigungsbehörde eine vollständige Koordinierung der Zulassungsverfahren sowie der Inhalts- und Nebenbestimmungen sicherzustellen hat, „soweit für das Vorhaben selbst oder für weitere damit unmittelbar in einem räumlichen oder betrieblichen Zusammenhang stehende Vorhaben, die Auswirkungen auf die Umwelt haben können und die für die Genehmigung Bedeutung haben, eine Zulassung nach anderen Gesetzen vorgeschrieben ist.“

3.1.3.1.3 Bewertung

3.1.3.1.3.1 Beibehaltung des sektoralen Regelungsansatzes

308. Der Umweltrat hat bereits im Umweltgutachten 2000 dargelegt, dass das nationale Recht – genau besehen – trotz seiner thematischen Aufspaltung weitgehend

schon der Integrationsforderung der IVU-Richtlinie entsprach (vgl. SRU, 2000, Tz. 84 ff.). Die Betrachtung und Bewertung aller Umwelteinwirkungen eines Vorhabens bleibt grundsätzlich auch bei der segmentierten Struktur des deutschen Rechts gewährleistet. Die den Kern der Integrationsidee bildende ökologische Gesamtoptimierung ist durch die thematische Aufspaltung des deutschen Anlagenumweltrechts keineswegs ausgeschlossen. Vielmehr galt auch schon bisher, dass im Falle von Zielkonflikten im Bereich der Vorsorge – und nur diesen Bereich kann das Integrationspostulat überhaupt betreffen (s. noch Tz. 312) – nicht einem willkürlich ausgewählten Umweltaspekt der Vorrang eingeräumt werden durfte. In einem solchen Konfliktfall – wenn z. B. eine luftseitige Vorsorge durch Filtertechnik ersichtlich mit dem Gebot der schadlosen Abfallverwertung (der Filterstäube) kollidiert – musste vielmehr auch bisher schon eine (technische) Ausgleichslösung gefunden werden, die beide Vorsorgegebote auf wirtschaftlich zumutbare Weise möglichst weitgehend verwirklicht.

309. Schließlich widerspricht auch die Aufteilung in mehrere Zulassungsverfahren nicht von vornherein dem Integrationspostulat. Wie die IVU-Richtlinie selbst erhellt, kommt es vielmehr allein darauf an, die jeweiligen Verfahren und Verfahrensträger in ihrer Entscheidungsfindung vollständig zu koordinieren (SCHMIDT-PREUß, 2000, S. 255; STAUPE, 2000, S. 369 f.). Insgesamt hat daher der Gesetzgeber zu Recht von tief greifenden strukturellen Änderungen des nationalen Rechts und insbesondere davon abgesehen, das dem BImSchG zugrunde liegende Konzept der möglichst stark gebundenen bzw. durch untergesetzliche Standards gesteuerten Zulassungsentscheidung durch ein Entscheidungsprogramm zu ersetzen, das im Wesentlichen auf ein Einzelfallermessen der Genehmigungsbehörden setzt.

3.1.3.1.3.2 Die typisierende Lösung: Integration durch Standardsetzung

310. Eine vollkommene Integration und Gesamtoptimierung aller Belange des Umweltschutzes kann nicht für alle künftig zu genehmigenden Vorhaben gleichermaßen durch allgemein gültige Normen programmiert werden, denn Umweltauswirkungen eines Vorhabens sind regelmäßig zu weiten Teilen von den lokalen Verhältnissen – insbesondere von der Empfindlichkeit der das Vorhaben umgebenden Umweltgüter abhängig. Um eine vollkommene Integration überhaupt möglich zu machen, müsste deshalb weitestgehend auf gesetzliche Programmierung der Zulassungsentscheidungen verzichtet und stattdessen den Genehmigungsbehörden ein umfassender Ermessensspielraum eingeräumt werden, durch den sie ermächtigt werden, unter Berücksichtigung der zu erwartenden spezifischen Auswirkungen des Vorhabens eine optimale integrierte Vorsorgetechnik zu bestimmen. Vielfach wurde daher die Einräumung eines Beurteilungsspielraumes oder einer Ermessensentscheidung gefordert (DI FABIO, 1998, S. 335; LADEUR, 1998, S. 248; SCHMIDT, 2001, S. 52; Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland). Die IVU Richtlinie zwingt indessen nicht zu einer solchen „dezentralen“ Integration durch Behördenentscheidung (Tz. 311).

Für die Eröffnung weiter Entscheidungsspielräume bei den Genehmigungsbehörden kann nicht nur die dadurch geschaffene Möglichkeit zur Berücksichtigung besonderer örtlicher Auswirkungen ins Feld geführt werden, sondern es kann auch mit Effizienzvorteilen argumentiert werden, die nur durch eine einzelfallgerechte Auswahl der Vorsorgetechniken erzielbar sind. Größere Spielräume bei der Genehmigungsentscheidung können kostengünstigere Lösungen für den Einzelfall ermöglichen und auch neuartige technische (Individual-)Lösungen fördern.

311. Die Vorteile einer flexiblen, dezentralen Lösung sind jedoch mit beträchtlichen Nachteilen verbunden, die die Integration auf Behördenebene insgesamt als den deutlich schlechteren Weg zur Umsetzung des integrierten Umweltschutzes erscheinen lassen. Welche erheblichen Unwägbarkeiten ein solches Konzept der individuellen Abwägung in sich trägt und zu welchen extremen Rechtsunsicherheiten und Vollzugsproblemen es führen würde, hat der Umweltrat bereits im vorigen Gutachten eingehend dargelegt (SRU, 2000, Tz. 83 ff.). An dieser Stelle mag es genügen, noch einmal auf das Problem der Inkommensurabilität der unterschiedlichen Umweltgüter hinzuweisen: Die unter dem Integrationspostulat proklamierte Gesamtoptimierung der Umweltauswirkungen eines Vorhabens setzt eine Verrechnung unterschiedlichster Umweltgüter (Boden, Wasser, Natur, Gesundheit usw.) voraus, für die kein gemeinsamer Nenner besteht. Die erforderliche Abwägung zwischen den Umweltgütern ist folglich eine Wertungsentscheidung originär politischen Charakters, die möglichst auch durch die politisch legitimierten Gesetz- oder Verordnungsgeber getroffen werden sollte (LÜBBE-WOLFF, 1999, S. 245 f.). Diese Entscheidung gänzlich dem Einzelfallvollzug zu überantworten, bedeutete nicht nur eine weitgehende Überforderung des Vollzugs, der in Anbetracht jedes Genehmigungsantrags komplexe Ökobilanzen anzustellen und regelmäßig (mehrere) Sachverständigengutachten einzuholen hätte (auf diesen und weitere Nachteile der Einzelfallentscheidung weisen HANSMANN, 2002, S. 20 und WASIELEWSKI, 2000, S. 377 hin). Eine einzelfallbezogene Abwägung im Vollzug schüfe zudem erhebliche Spielräume für eine zweckwidrige (Über-)Gewichtung von Einzelinteressen. Aus diesen Gründen hält der Umweltrat es für unerlässlich, zugunsten einer typisierenden Standardsetzung bei der Verwirklichung des Integrationspostulates ein Stück weit auf die integrative Berücksichtigung der individuellen örtlichen Gegebenheiten zu verzichten. Der Umweltrat ist davon überzeugt, dass nur mithilfe allgemein verbindlicher Grenzwerte und Umweltstandards überhaupt ein hinreichender, gleichmäßiger Vollzug gewährleistet und den Genehmigungsbehörden wie auch den Antragstellern die wünschenswerte Rechtssicherheit eingeräumt werden kann. Dies entspricht nach den Ergebnissen einer Umfrage auch der ganz überwiegenden Einschätzung der Praktiker in den Umweltbehörden (LÜBBE-WOLFF, 2000a). Die bei einer Typisierung in Kauf zu nehmenden Genauigkeitsverluste bei der Berücksichtigung individueller Gegebenheiten werden – sofern sie sich für die Umwelt bei der Festsetzung der konkreten Anlagentechnik negativ auswirken – durch den Effektivitätsgewinn im

Vollzug kompensiert. Es wird daher dem Umweltschutz förderlich sein, dass der Gesetzgeber an dem vollzugsfreundlichen typisierenden Ansatz des nationalen Rechts weitgehend festgehalten hat.

Diese Art der Umsetzung, die im Wesentlichen auf eine integrative Ausgestaltung der untergesetzlichen Umweltstandards setzt, die die bindende Entscheidungsstruktur des nationalen Genehmigungsrechts beibehält und Einzelfallentscheidungen nach Möglichkeit vermeidet, verstößt auch nicht gegen die IVU-Richtlinie. Sie ist vielmehr durch Artikel 9 Abs. 8 IVU-Richtlinie ausdrücklich gestattet (vgl. dazu ERBGUTH und STOLLMANN, 2000, S. 382, m. w. N.).

312. Zur Klarstellung ist noch hervorzuheben, dass das Integrationspostulat in seiner relativierenden Wirkung für die jeweils einzelnen zum Zwecke der Gesamtoptimierung abzuwägenden Schutzziele nach dem nationalen Recht allein für den Bereich der Umweltvorsorge Geltung beanspruchen kann. Schutzstandards, die beispielsweise in Konkretisierung des Schutzgrundsatzes nach § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG der Abwehr von Schäden und konkreten Gefahren dienen, sind einer gesamthaften Abwägung nicht zugänglich (KOCH und SIEBEL-HUFFMANN, 2001, S. 1084). Auch diese Einschränkung auf die Umweltvorsorge widerspricht nicht der IVU-Richtlinie, die in Artikel 10 ausdrücklich vorschreibt, dass „Umweltqualitätsnormen“ in jedem Falle einzuhalten sind. Damit bringt die Richtlinie klar zum Ausdruck, dass die Mitgliedstaaten auch weiterhin zwingend einzuhaltende akzeptorbezogene Mindestschutzniveaus festsetzen können. Das darf auch bei der ausstehenden Standardsetzung nicht übersehen werden.

3.1.3.1.3.3 Bedingungen der integrativen Standardsetzung

313. Da das Artikelgesetz auf eine Umsetzung des integrierten Umweltschutzes durch integrative Umweltstandards setzt, sind entsprechende Anpassungen der untergesetzlichen Regelwerke erforderlich; andernfalls bleibt die Umsetzung der IVU-Richtlinie unvollständig und die Bundesrepublik weiterhin säumig (BÖHM, 2002, S. 8). Zwar hat der Gesichtspunkt des medienübergreifenden Umweltschutzes bei der Setzung von Grenzwerten und anderen untergesetzlichen Standards auch in der Vergangenheit schon eine Rolle gespielt, denn der Integrationsgedanke der IVU-Richtlinie ist im deutschen Umweltrecht nur dem Namen nach, aber nicht in der Sache neu (Tz. 307). Schon weil untergesetzliche Standards in der Vergangenheit nicht begründet zu werden pflegten, ist allerdings nicht gewährleistet und nachvollziehbar, dass die erforderliche medienübergreifende Beurteilung auch tatsächlich mit der nötigen Konsequenz erfolgte. Die untergesetzlichen Standards müssen daher, wenn auch keineswegs sämtlich geändert, so doch sämtlich überprüft werden.

314. Neben den Standards für die Abwassereinleitung betrifft der Umsetzungsbedarf im untergesetzlichen Regelwerk vor allem die „Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft“ (TA Luft). Mit der Sonderprüfung bietet die geltende TA Luft zwar einen gewissen Raum für integrative Bewertungen durch die Behörde im Einzelfall (vgl. Nr. 2.2.1.3 TA Luft). Für die primär angestrebte generelle Steuerung müssen aber die Grenzwerte und technischen Regeln im Hinblick auf das Integrationspostulat überarbeitet werden. Inzwischen liegt ein Entwurf des Umweltministeriums für eine novellierte TA Luft vor, der u. a. eine solche Überarbeitung beinhalten soll. Sichtbar kommt darin der integrative Charakter allerdings nur in allgemeinen Bemerkungen zum Ausdruck. So heißt es in Nr. 5.1.1 bezüglich der Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen, dass diese Vorschriften mögliche Verlagerungen von nachteiligen Auswirkungen von einem Schutzgut auf ein anderes berücksichtigten und dass sie ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt gewährleisteten. Nach Nr. 5.1.3 sind zur „integrierten Emissionsvermeidung oder -minimierung (...) Techniken und Maßnahmen anzuwenden, mit denen die Emissionen in die Luft, das Wasser und den Boden vermieden oder begrenzt werden und dabei ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt erreicht wird.“

315. Letzteres versteht sich jedoch nach den in das BImSchG eingefügten Integrationsklauseln bereits von selbst. Um den integrativen Charakter der Umweltstandards transparent und nachprüfbar zu machen, ist es darüber hinaus absolut unerlässlich, dass in einer Begründung zu jedem technischen Standard und jedem vorsorgebezogenen Grenzwert detailliert darüber Auskunft gegeben wird, auf welchen Erwägungen dieser Standard beruht und warum dieser Standard aus der gebotenen Gesamtbetrachtung keine kontraproduktive Verlagerung von Umweltbelastungen bewirken kann (s. auch WAHL, 2000a, S. 366; WAHL, 2000b, S. 508; KOCH und SIEBEL-HUFFMANN, 2001, S. 1084; HANSMANN, 2001, S. 54). Soweit bereits BVT-Merkblätter des IPPC-Büros vorliegen (EIPPCB, 2002), geben diese eine gute Orientierung dafür, wie integrative Standards begründet werden können.

Insoweit begrüßt der Umweltrat, dass dem nunmehr vorliegenden zweiten Entwurf der TA-Luft-Novelle (BMU, Entwurf vom 15. November 2001) erstmals eine Begründung angefügt wurde, in der für einige Beispiele auch erläutert wird, welche möglichen Verlagerungswirkungen bei der Grenzwertfindung berücksichtigt wurden. Allerdings erfolgt die Begründung eben nur beispiel- und demgemäß äußerst lückenhaft. Der Umweltrat hält es für sinnvoll und geboten, diese Begründung zu vervollständigen und darin auch auf eventuelle Unsicherheiten und weiteren Forschungs- und Entwicklungsbedarf hinzuweisen. Nur wenn auf diese Weise Transparenz hergestellt und ein breiter Dialog sowie gegebenenfalls auch eine präzise gerichtliche Überprüfung der Standards ermöglicht wird, wird sich das Integrationspostulat innovationsfördernd für einen verbesserten Umweltschutz auswirken können. Eine ausführliche Begründung der in untergesetzlichen Regelwerken gesetzten Grenzwerte und sonstigen Standards ist im Übrigen auch aus Gründen der Effizienzsicherung und zur Effektivierung politischer Verantwortlichkeit geboten (LÜBBE-WOLFF, 2000b, S. 93).

3.1.3.1.3.4 Koordinierung des Genehmigungsverfahrens

316. Um die von der IVU-Richtlinie geforderte vollständige Koordinierung paralleler Genehmigungsverfahren zu erreichen, wurde durch das Artikelgesetz schlicht angeordnet, dass die Immissionsschutzbehörde die Parallelverfahren zu koordinieren habe (vgl. § 10 Abs. 5 BImSchG n. F. und § 11 der 9. BImSchV n. F.). Der Umweltrat hat erhebliche Zweifel daran, dass diese Anordnung ein wirklich „integratives" Zusammenwirken der Zulassungsbehörden bei der Entscheidungsfindung gewährleistet. Denn der Immissionsschutzbehörde fehlt zur Durchsetzung der Verfahrenskoordinierung jegliches Vollzugsmittel. Sie ist also darauf angewiesen, dass die anderen Zulassungsbehörden freiwillig mitmachen. Die beteiligten Parallelbehörden sind nicht einmal an einmal abgegebene Stellungnahmen im Genehmigungsverfahren gebunden (SRU, 2000, Tz. 86; SCHMIDT-PREUß, 2000, S. 257). Auch fehlt ein geeignetes Verfahren zur Lösung von Konflikten zwischen den Parallelbehörden (SCHMIDT, 2001, S. 51). Eine Entscheidung durch eine gemeinsame höhere Behörde – soweit Letztere überhaupt existiert – kann zu erheblichen zeitlichen Verzögerungen führen (KOCH und SIEBEL-HUFFMANN, 2001, S. 1084). Demzufolge ist bei Einzelfallentscheidungen eine effektive Koordination der Parallelverfahren nicht gewährleistet. Auch insoweit erscheint es geboten, die Standardsetzung schnell voranzutreiben. Zwischenzeitlich sollten möglichst die Landesgesetzgeber die Abstimmung zwischen den Behörden verfahrensrechtlich genauer regeln (SELLNER, 2001, S. 84: gesetzlich; STAUPE, 2000, S. 372: durch Verwaltungsvorschrift).

3.1.3.1.4 Weitere wichtige Änderungen zur Umsetzung der IVU-Richtlinie

Abfallrechtliche Betreiberpflicht

317. § 5 Abs. 3 Nr. 3 BImSchG verpflichtete die Anlagenbetreiber bisher dazu, Abfälle zu vermeiden, sofern sie nicht ordnungsgemäß und schadlos verwertet werden oder, soweit Vermeidung und Verwertung nicht möglich oder unzumutbar sind, die Abfälle ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit zu beseitigen. Diese Regelung ist allgemein dahin gehend verstanden worden, dass der Betreiber die freie Wahl habe, ob er den in der Anlage anfallenden Abfall vermeidet oder verwertet (vgl. FELDHAUS, 1985, S. 387; SCHIMANEK, 1997, S. 63 f. m. w. N.). Durch das Artikelgesetz ist dieser Auslegung die Grundlage entzogen und die nach dem KrW-/AbfG bereits allgemein geltende dreistufige Pflichtenhierarchie auch in das anlagenbezogene Abfallrecht des BImSchG eingeführt worden. Die in der Anlage anfallenden Abfälle sind also nunmehr vorrangig zu vermeiden. Erst danach, wenn die Vermeidung nicht möglich oder zumutbar ist, besteht die Pflicht zur Verwertung der Abfälle, die ihrerseits Vorrang vor der Beseitigung hat (§ 5 Abs. 1 Nr. 3, 1. HS BImSchG n. F.). Den Anlagenbetreibern können damit nunmehr auch konkrete Vermeidungsmaßnahmen aufgegeben werden. Dies erscheint aus dem Gesichtspunkt der Ressourcenschonung und Abfallvermeidung konsequent (GASSNER, 2001, S. 12; LINDEMANN, 2001, S. 36; kritisch: FELDHAUS, 2002, S. 4; Verband der Chemischen Industrie, 2001, S. 141; Bundesverband der Deutschen Industrie, 2001, S. 121 f.).

Effiziente Energieverwendung

318. Ebenfalls neu eingeführt wurde eine Grundpflicht bezüglich der Verwendung von Energie (§ 5 Abs. 1 Nr. 4 BImSchG n. F.). Diese Neufassung geht sogar über den Wortlaut der IVU-Richtlinie hinaus. Während die IVU-Richtlinie lediglich eine effiziente Verwendung von Energie fordert (Artikel 3 d IVU-Richtlinie), verlangt die Regelung des Artikelgesetzes auch eine „sparsame" Verwendung. Von diesem ergänzenden „Sparsamkeitsgebot" sollen explizit auch solche Energieeinsparungen umfasst sein, die sich über eine reine Effizienzsteigerung hinausgehend durch Absenkung energiezehrender Begleitaktivitäten des Anlagenbetriebs erzielen lassen, wie z. B. das Abschalten von Beleuchtungen oder der Anlage an arbeitsfreien Tagen (vgl. die amtliche Begründung zum Entwurf des Artikelgesetzes, Bundestagsdrucksache 14/4599, S. 127). Als Beitrag zum Klima- und Ressourcenschutz ist diese Grundpflicht zur effizienten und sparsamen Energieverwendung sinnvoll. Allerdings bleibt zur effektiven Umsetzung eine zügige untergesetzliche Konkretisierung erforderlich.

3.1.3.2 Die Umsetzung der UVP-II-Richtlinie

3.1.3.2.1 Zweck und Inhalt der UVP-II-Richtlinie

319. Mit der UVP-I-Richtlinie von 1985 wurde erstmals europaweit eine besondere Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) für bestimmte Projekte eingeführt, bei denen nach Art und Umfang erhebliche Umweltauswirkungen auftreten können. In Anbetracht der inhomogenen und teils defizitären Umsetzung in den Mitgliedstaaten zielt die UVP-II-Richtlinie auf eine Stärkung und verbesserte, klarere Ausgestaltung der Umweltverträglichkeitsprüfung. Dazu bringt die novellierte Richtlinie im Wesentlichen folgende Änderungen und Ergänzungen:

– Der Kreis der in den Anhängen I und II der UVP-Richtlinie genannten, einer UVP zu unterziehenden Projekte ist erweitert worden.

– Die Voraussetzungen, unter denen für einen Teil weniger umweltbedeutsamer Projekte die UVP-Pflichtigkeit von den Ergebnissen einer Einzelfallprüfung abhängig gemacht werden kann, wurden präzisiert.

– Es wurde ausdrücklich auch eine UVP-Pflicht für kumulierende Vorhaben eingeführt. Danach müssen auch solche Vorhaben einer UVP unterzogen werden, die die pflichtbegründenden Relevanzschwellen erst gemeinsam mit anderen Vorhaben erreichen, mit denen sie einen zusammenhängenden Projektverbund bilden.

– In Anpassung an die Vorgaben des ECE-Übereinkommens über die Umweltverträglichkeitsprüfung im grenzüberschreitenden Rahmen (Espoo-Konvention)

wurde die grenzüberschreitende Behörden- und Öffentlichkeitsbeteiligung im UVP-Verfahren verbindlich ausgestaltet.

Diese Änderungen, Ergänzungen und Klarstellungen sind sinnvolle und wichtige Schritte zur Fortentwicklung und besseren Umsetzung der UVP in den Mitgliedstaaten. Gerade im Zusammenhang mit der Einführung des integrierten Umweltschutzes in das umweltbezogene Anlagenzulassungsrecht gewinnt auch die UVP weiter an Bedeutung. Es liegt auf der Hand, dass nur auf der Grundlage einer gründlichen Ermittlung der verschiedenen inter- und intramedialen Auswirkungen eines Vorhabens auch eine wirklichkeitsnahe integrative Umweltqualitätssicherung erreicht und eine entsprechend sachgerechte Zulassungsentscheidung getroffen werden kann. Von daher sind die Ausweitung der UVP und die Präzisierung des Prüfungsverfahrens prinzipiell zu begrüßen, wie auch die weitgehend maßstabsgetreue Umsetzung durch das Artikelgesetz. In einigen Punkten bleibt allerdings das nationale UVP-Recht auch nach dem Artikelgesetz noch hinter den gestiegenen europäischen Ansprüchen zurück. Insoweit ist in der nachfolgenden Übersicht auch auf einen gewissen Nachbesserungsbedarf hinzuweisen.

3.1.3.2.2 Die Umsetzung durch das Artikelgesetz

320. Durch das Artikelgesetz ist das UVP-Gesetz (UVPG) vom 12. Februar 1990 geändert und es sind ergänzende Regelungen in den Umwelt-Fachgesetzen getroffen worden, soweit dies zur Integration des UVP-Verfahrens in die nach Maßgabe der Fachgesetze vorzunehmenden Genehmigungsverfahren erforderlich war (SCHINK, 2001, S. 324). Im Einzelnen gilt jetzt Folgendes:

3.1.3.2.2.1 Erweiterter Umfang der UVP-Pflicht

321. Die UVP-Richtlinie listet in ihren Anhängen I und II diejenigen Vorhaben auf, die einer Umweltverträglichkeitsprüfung zu unterziehen sind, wobei nur für die in Anhang I aufgeführten Vorhaben unbedingt eine UVP durchzuführen ist, während für die in Anhang II aufgeführten Vorhaben nach Artikel 4 Abs. 2 der UVP-Richtlinie gilt, dass sie nach Wahl des Mitgliedstaates entweder nur nach Maßgabe einer Relevanz(vor)prüfung (des so genannten Screening) im Einzelfall oder/und erst bei Überschreiten bestimmter vom Mitgliedstaat festzulegender Größen- und Leistungsschwellenwerte einer UVP zu unterziehen sind. In beide Anhänge wurden durch die UVP-II-Richtlinie neue Vorhaben aufgenommen, die bisher nicht der UVP-Pflicht unterlagen. Dementsprechend war das deutsche UVP-Gesetz zu ergänzen.

Letzteres ist in dem neuen Anhang I zum UVPG geschehen, der gemäß § 3 b Abs. 1 UVPG die Vorhaben aufführt, für die eine UVP (teils nur unter bestimmten weiteren Voraussetzungen) durchzuführen ist. Dabei werden unter Rückgriff auf die Differenzierungsmöglichkeiten der UVP-II-Richtlinie vier verschiedene Vorhabenkategorien unterschieden:

– Nur die (in Spalte 1 des Anhangs) mit einem „X“ gekennzeichneten Vorhaben unterliegen unbedingt der UVP-Pflicht.

– Für alle in Spalte 2 mit, „A“ gekennzeichneten mittleren und kleineren Vorhaben ist dagegen eine UVP nur dann durchzuführen, wenn sich nach einer allgemeinen („A“) Relevanzprüfung ergibt, dass von dem bestimmten Vorhaben erhebliche Umweltauswirkungen ausgehen können. Bei dieser Einzelfallprüfung sind die aus der UVP-Änderungsrichtlinie übernommenen Relevanzkriterien des Anhangs II zu berücksichtigen.

– Auch die mit „S“ gekennzeichneten Vorhaben sind einer – allerdings ausschließlich standortbezogenen – Vorprüfung zu unterziehen. Bei ihnen kann sich die UVP-Pflicht nur aufgrund besonderer örtlicher Gegebenheiten ergeben.

– Für die in Spalte 2 mit „L“ gekennzeichneten Vorhaben gilt aufgrund mangelnder Gesetzgebungskompetenz des Bundes im Besonderen, dass die UVP-Pflicht nur durch Landesrecht bestimmt werden kann. Entsprechende landesrechtliche Regelungen sind innerhalb einer Frist von zwei Jahren nach Inkrafttreten des Artikelgesetzes zu erlassen (§ 25 Abs. 5 S. 1 UVPG n. F.). Um einen Europarechtsverstoß zu vermeiden, ist bis zu diesem Zeitpunkt eine Vorprüfung im Einzelfall durchzuführen (§ 25 Abs. 5 S. 2 UVPG n. F.).

Werden die bei den Vorhaben der 2. Spalte genannten Schwellenwerte (Anlagengröße, -durchsatz u. Ä.) unterschritten, so besteht schließlich gar keine UVP-Pflicht.

322. Die Anwendungsregelung des neuen UVPG dürfte in Inhalt und Reichweite weitestgehend den Ansprüchen der geänderten UVP-Richtlinie entsprechen, wenngleich sich in einigen Punkten Lücken oder zumindest Unklarheiten zeigen, die noch beseitigt werden sollten (vgl. z. B. HELLMANN, 2001, zum mehrdeutigen Begriff der UVP-pflichtigen „integrierten chemischen Anlage“). Ein aus Sicht des Umweltrates besonders bedenkliches Umsetzungsdefizit liegt darin, dass das neue UVPG bestimmte städtebauliche Projekte, die so genannten bauplanungsrechtlichen Vorhaben der Nr. 18 zum Anhang 1, nur unter der Voraussetzung der UVP-Pflicht unterwirft, dass für diese Projekte ein Bebauungsplan aufgestellt wird. Zwar handelt es sich bei den Projekten der Nr. 18 durchweg um Vorhaben, die in aller Regel nur aufgrund eines Bebauungsplanes (z. B. Industriegebiet im Außenbereich, Nr. 18.5) zugelassen werden können oder deren Realisierung nach § 1 Abs. 3 BauGB ein Planungserfordernis auslöst. Gleichwohl ist nicht in jedem Fall gewährleistet, dass eine Bebauungsplanung durchgeführt wird. Insbesondere bei Vorhaben im Innenbereich (§ 34 BauGB) sowie bei Änderung und Erweiterungen eines Vorhabens, die ein Hereinwachsen in die UVP-Pflicht (vgl. § 3 b Abs. 3 UVPG n. F.) bewirken, ist es denkbar, dass die Gemeinde auf die Erstellung, Änderung oder Erweiterung eines Bebauungsplans verzichten und die UVP auf diese Weise umgehen kann (WULFHORST, 2002, S. 25).

323. Änderungen oder Erweiterungen eines Vorhabens können eine UVP-Pflicht u. a. dadurch auslösen, dass das Vorhaben durch die Änderung oder Erweiterung erstmals den maßgebende Größen- oder Leistungswert für eine obligatorische UVP erreicht oder überschreitet (§ 3 b Abs. 3 UVPG n. F.). Von dieser UVP-Pflicht aufgrund „Hineinwachsens" sind einige der soeben erwähnten bauplanungsrechtlichen Vorhaben – u. a. die Änderung und Erweiterung von Industriezonen (18.5) und Bauvorhaben im Innenbereich (18.7) – sogar ausdrücklich gänzlich ausgenommen worden (§ 3 b Abs. 3 S. 4 UVPG n. F.). Darin liegt ein weiterer nicht unwesentlicher Rückschritt hinter die UVP-Richtlinie der EG.

324. Schließlich ist nicht zu vergessen, dass einige der von der UVP-Richtlinie erfassten Vorhaben aus Kompetenzgründen nicht bundesrechtlich der UVP-Pflicht unterworfen werden konnten, so z. B. die ausschließlich nach Bauordnungsrecht zu genehmigenden. Insoweit bedarf es zum Teil noch dringend der weiteren Umsetzung durch die Landesgesetzgeber (dazu WULFHORST, 2002, S. 26 ff.).

3.1.3.2.2.2 Die Vorprüfung im Einzelfall

325. Durch die Einführung der Vorprüfung für mittlere und kleinere Projekte wird eine dosierte Einbeziehung solcher Vorhaben ermöglicht, die nur in Einzelfällen, z. B. aufgrund der besonderen Empfindlichkeit des Standortes, so umweltrelevant werden, dass es gerechtfertigt ist, von den Vorhabenträgern über die Vorprüfung hinausgehend eine umfassende UVP zu verlangen.

Was allerdings die praktische Durchführung der Vorprüfung im Einzelfall, das „Screening", betrifft, so bestehen noch einige Unsicherheiten insbesondere über die Intensität dieser nach § 3 c Satz 1 UVPG n. F. „überschlägig" vorzunehmenden Prüfung. Im Hinblick auf die Vielfalt der dabei nach Anlage II zum UVPG n. F. zu berücksichtigenden Kriterien ist die Besorgnis geäußert worden, dass dem Vorhabenträger womöglich schon für die Vorprüfung Ermittlungen aufgegeben würden, die sich in Aufwand und Umfang kaum noch von der eigentlichen UVP unterscheiden (ENDRES und KRINGS, 2001, S. 1245). Insoweit könnte dem Zweck der Vorprüfung – den für eine UVP zu betreibenden Aufwand bei mittleren und kleinen Projekten angemessen zu dosieren – noch durch eine positive Eingrenzung der vom Vorhabenträger der Spalte-2-Projekte vorzulegenden Antragsunterlagen Rechnung getragen werden (vgl. MÜGGENBORG, 2001, S. 207).

3.1.3.2.2.3 Die UVP-Pflicht bei kumulierenden Vorhaben

326. Nach der UVP-Richtlinie kann sich die UVP-Pflicht mehrerer für sich genommen nicht (zwingend) UVP-pflichtiger Vorhaben auch daraus ergeben, dass sie in einem besonders engen Orts- und Zweckzusammenhang stehen und sich aufgrund dieses Zusammenhanges wie ein einziges UVP-pflichtiges Projekt darstellen. Dies kommt durch den Kriterienkatalog des Anhang III (Nr. 2. Anstrich) der UVP-Richtlinie explizit zum Ausdruck und ist zudem durch den Europäischen Gerichtshof ausdrücklich klargestellt worden, der dabei zugleich festgestellt hat, dass eine kumulierende Betrachtung auch in Bezug auf mehrere Projekte unterschiedlicher Vorhabenträger in Betracht kommt.

Dem hat das Artikelgesetz durch den neuen § 3 b Abs. 2 UVPG Rechnung getragen. Nach dieser Vorschrift besteht eine Verpflichtung zur Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung auch dann,

> „wenn mehrere Vorhaben derselben Art, die gleichzeitig von demselben oder mehreren Trägern verwirklicht werden sollen und in einem engen Zusammenhang stehen, zusammen die maßgeblichen Größen- oder Leistungswerte erreichen oder überschreiten. Ein enger Zusammenhang ist gegeben, wenn diese Vorhaben
>
> 1. als technische oder sonstige Anlagen auf demselben Betriebs- oder Baugelände liegen und mit gemeinsamen betrieblichen oder baulichen Einrichtungen verbunden sind oder
> 2. als sonstige in Natur und Landschaft eingreifende Maßnahmen in einem engen räumlichen Zusammenhang stehen und einem vergleichbaren Zweck dienen."

Eine kumulierende Betrachtung findet allerdings nach § 3 b Abs. 3 UVPG n. F. nur dann statt, wenn das einzelne Vorhaben die Werte erreicht, ab denen eine Vorprüfung vorzunehmen ist. Von daher bleibt die kumulative Betrachtung nach dem deutschen Recht auf diejenigen Vorhaben beschränkt, für die nach der Spalte 2 des Anhangs I eine Vorprüfung vorzunehmen ist. Diese Vorhaben können nun unter den oben genannten Voraussetzungen der Kumulation auch ohne eine Vorprüfung als UVP-pflichtig eingestuft werden. Für Vorhaben, die nach Anhang I nicht einmal einer Vorprüfung unterliegen, weil sie für sich genommen die im Anhang vorausgesetzten untersten Relevanzschwellen unterschreiten, können dagegen auch Kumulationswirkungen keine UVP-Pflicht begründen.

327. Aus der Zwecksetzung der UVP heraus erscheint eine kumulative Betrachtung grundsätzlich sinnvoll und insbesondere dann geboten, wenn die Aufteilung eines technisch oder baulich zusammenhängenden Vorhabens in mehrere einzelne Vorhaben einer Umgehung der UVP-Pflicht gleichkommt. Dies dürfte unter den oben genannten engeren Voraussetzungen des § 3 b Abs. 2 Nr. 1 UVPG n. F. regelmäßig der Fall sein. Darüber hinaus dürfte die kumulative Betrachtung auch in solchen Fällen sachdienlich sein, in denen umweltrelevante Vorhaben zwar nicht in einem baulichen oder technischen Zusammenhang, wohl aber in einem engen Zweckzusammenhang stehen und es daher sinnvoll ist, ihre gemeinsamen Umweltauswirkungen dem gemeinsamen Nutzen und den gemeinsamen Vermeidungsoptionen gegenüberzustellen. Zweifelhaft ist allerdings, ob mit § 3 b Abs. 2 Nr. 2 UVPG n. F. eine hinreichend bestimmte und mit ausreichender Rechtssicherheit vollziehbare Beschreibung solcher Zweckzusammenhänge gelungen ist. Dem Umweltrat

scheint hier eine Präzisierung – die auch in der Verwaltungsvorschrift zum UVPG erfolgen kann – dringend angezeigt. Die Einschränkung der kumulativen Betrachtung auf die der Vorprüfung unterliegenden Vorhaben ist zum Teil als zu eng (KOCH und SIEBEL-HUFFMANN, 2001, S. 1086) und zum Teil als immer noch nicht eng genug (ENDRES und KRINGS, 2001, S. 1248) kritisiert worden. Im Zusammenhang mit der weiten und unbestimmten Anwendungsregel des § 3 Abs. 2 Nr. 2 UVPG n. F. erscheint diese Eingrenzung jedoch sinnvoll, um eine Ausuferung der kumulativen Betrachtung auch auf Bagatellvorhaben zu verhindern. Eine prinzipiell vorzugswürdige – da wirklichkeitsnähere – umfassendere Bewertung, in die auch solche Projekte mit einbezogen werden können, die für sich genommen unterhalb der Größen- und Leistungsschwellen liegen, wäre wohl erst nach einer genaueren Eingrenzung des für die kumulative Bewertung erforderlichen räumlichen und zweckbezogenen Zusammenhangs praktikabel.

3.1.3.2.2.4 Neue Trägerverfahren

328. Die Durchführung der UVP setzt voraus, dass für das jeweilige UVP-pflichtige Vorhaben ein geeignetes Zulassungsverfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung existiert. Für eine Reihe von UVP-pflichtigen Vorhaben fehlte es bisher an einem solchen geeigneten „Trägerverfahren“, so insbesondere für die nach den Nrn. 19.1 bis 19.9 der Anlage I UVP-pflichtigen Rohrleitungsanlagen. Für diese Anlagen wurde nunmehr in den §§ 20 ff. UVPG n. F. ein eigenes Planfeststellungsverfahren als Trägerverfahren der UVP eingeführt. Damit ist eine bedeutsame Verfahrenslücke geschlossen worden. Weitere Lücken bleiben jedoch auch nach dem Artikelgesetz bestehen. So fehlt es z. B. an einem geeigneten Trägerverfahren für kumulierende Vorhaben, die zusammen die Grenzen zur UVP-Pflicht überschreiten, jedoch keiner immissionsschutzrechtlichen Genehmigungspflicht unterliegen, weil sie die Größen- und Mengenschwellen nach der 4. BImSchV unterschreiten. Auch bei Änderungen und Erweiterungen von Vorhaben, können sich Konstellationen ergeben, bei denen zwar eine UVP (nach § 3 e Abs. 1 Nr. 2 i.V.m. § 3 c Abs. 1 Satz 1 und 3 UVPG n. F.), jedoch keine Änderungsgenehmigung erforderlich ist (s. ENDRES und KRINGS, 2001, S. 1249). Auch für diese Fälle muss ein geeignetes Trägerverfahren erst noch bestimmt werden.

3.1.3.2.2.5 Die Öffentlichkeitsbeteiligung

329. Die Neuerung der UVP-II-Richtlinie bezüglich der grenzüberschreitenden Öffentlichkeitsbeteiligung werden durch § 9 a und b UVPG n. F. detailliert umgesetzt. Durch § 9 a wird den in Nachbarstaaten ansässigen Betroffenen ein durch Bekanntgabe- und Einwendungsregelungen flankiertes Beteiligungsrecht am deutschen Verwaltungsverfahren eingeräumt. § 9 b regelt Fragen der grenzüberschreitenden Behördenbeteiligung und der Öffentlichkeitsbeteiligung bei ausländischen Vorhaben so, dass insbesondere die Voraussetzungen für eine möglichst reibungslose Behördenkoordination gegeben sind. Diese Regelungen sind als Umsetzung der Espoo-Konvention einschränkungslos zu begrüßen.

3.1.3.3 Fazit

330. Mit dem Artikelgesetz sind die zentralen EG-Richtlinien zum integrierten Umweltschutz, die IVU-Richtlinie und die UVP-II-Richtlinie, auf vertretbaren Wegen umgesetzt worden; allerdings bleibt in einiger Hinsicht noch Ergänzungs- und vor allem Konkretisierungsbedarf.

331. Bei der Umsetzung der IVU-Richtlinie ist die Beibehaltung des typisierenden Steuerungsansatzes, der die Genehmigungsentscheidung an allgemein verbindliche Vorsorgestandards bindet, im Interesse der Rechtssicherheit und Vollzugsfreundlichkeit zu begrüßen. Die Umsetzung ist unter diesem typisierenden Ansatz jedoch erst dann wirklich erfolgt, wenn auch die – den Stand der Vorsorgetechnik typisierenden – Umweltstandards, nach denen sich die Genehmigungsentscheidungen weiterhin richten sollen, integrativ ausgestaltet worden sind. Die geplante Novellierung der TA Luft sollte in diesem Sinne zügig abgeschlossen und es sollten auch die gewässer- und bodenbezogenen Standards einer Revision unterzogen werden. Die erforderlichen integrativen Standards sollten durch eine ausführliche Begründung transparent gemacht werden.

332. Die Neuerungen, die das UVPG durch das Artikelgesetz erfahren hat, bringen eine in wesentlichen Punkten maßstabsgetreue Umsetzung der geänderten UVP-Richtlinie und beseitigen zudem Umsetzungsmängel, die bereits in Bezug auf die alte UVP-Richtlinie festgestellt worden waren. Aus der Sicht einer auf umfassende Ermittlung, integrierte Bewertung und sachgerechte Bewältigung von Umweltkonflikten bemühten Umweltpolitik bringen die deutliche Erweiterung des Anwendungsbereichs, die Einführung der UVP auch bei kumulierenden Vorhaben und die verbesserte (grenzüberschreitende) Öffentlichkeitsbeteiligung erfreuliche Fortschritte. Allerdings bleiben in einigen Details wiederum Umsetzungsdefizite, mit denen das nationale Recht hinter dem gemeinschaftsrechtlich vorgesehenen Niveau zurückbleibt. Insbesondere werden immer noch nicht ausnahmslos alle Vorhaben, die nach der UVP-Richtlinie UVP-pflichtig sind bzw. sein können, auch national der UVP-Pflicht unterworfen.

333. Um eine einheitliche und zügige Durchführung der UVP nach neuem Recht zu erleichtern, sollten in der allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (vom 18.9.1995, GMBl. S. 671) alsbald die nötigen Konkretisierungen und Umsetzungsbestimmungen getroffen werden.

3.1.4 Zukünftige europäische Chemikalienpolitik

3.1.4.1 Hintergrund

334. Der Umweltrat hat sich bereits in früheren Gutachten (SRU, 1998, 1999, 2000) mit dem Zusammenhang

von Gefahrstoffen und Gefahren für die menschliche Gesundheit und die Umwelt befasst. Seither hat sich die internationale Diskussion um den Regulierungsbedarf für Gefahrstoffe intensiviert. Dabei hat insbesondere das Vorsorgeprinzip neue Aufmerksamkeit erhalten (vgl. KOM(2001)1 endg.). Im Mittelpunkt der neueren Diskussion um die Verwendung von Chemikalien stehen die erheblichen Wissenslücken hinsichtlich der Eigenschaften und möglichen Wirkungen der meisten im Handel befindlichen Stoffe und ein schwerfälliges, nicht hinreichend effektives Bewertungs- und Kontrollsystem (UBA, 2001a; SOU, 2000; WINTER et al., 1999; vgl. EEA/UNEP, 1998). Von vielen dieser Chemikalien können erhebliche Gefahren für Mensch und Umwelt ausgehen. Der Umweltrat sieht unter anderem wegen dieser Defizite einen erheblichen Reformbedarf des bestehenden Systems der Chemikalienkontrolle.

Entwicklung der europäischen Chemikalienkontrolle

335. Einer der ersten Schritte der europäischen Chemikalienkontrolle war die so genannte Gefahrstoffrichtlinie aus dem Jahr 1967 (RL 67/548/EWG). In ihrer ursprünglichen Form enthielt sie Regelungen über die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe. Drei Jahre nach dem Chemieunfall im norditalienischen Seveso am 10. Juli 1976 wurde mit der sechsten Ergänzung der Gefahrstoffrichtlinie (RL 79/831/EWG) ein neues Instrument der Chemikalienpolitik, das Anmeldeverfahren für neue Stoffe, eingeführt. Grundlegend für das europäische System der Chemikalienkontrolle ist seither die Unterscheidung zwischen Neustoffen und Altstoffen. Altstoffe sind die Stoffe, die sich im September 1981 in der EG im Verkehr befanden, Neustoffe solche, die danach in den Verkehr gebracht wurden. Die Ergänzungsrichtlinie sah außerdem die Einrichtung zweier Chemikalienverzeichnisse vor: Die ca. 100 000 Altstoffe wurden fortan in der Altstoffliste EINECS (European Inventory of Existing Chemical Substances) erfasst, die ca. 2 100 nach 1981 erschienenen neuen Stoffe werden seitdem in ELINCS (European List of New Chemical Substances) zusammengestellt. Nicht von der Gefahrstoffrichtlinie erfasst werden unter anderem Pestizide, radioaktive Substanzen, Abfallstoffe, Arznei- und Lebensmittel sowie Kosmetika.

Neustoffe

336. Mit dem Anmeldeverfahren wurde für die Neustoffe in der EG ab einer in den Verkehr gebrachten Menge von 10 kg pro Jahr eine Evaluation von Umwelt- und Gesundheitsrisiken bindend (Mengenangaben beziehen sich auf die je Hersteller produzierten bzw. je Importeur eingeführten Mengen; s. hierzu auch Tz. 360). Hersteller und Importeure müssen den zuständigen nationalen Behörden Informationen, gestaffelt nach der Menge des Stoffes, vorlegen. Ab einer Produktions- bzw. Importmenge von 10 kg pro Jahr sind Informationen über physikalisch-chemische Eigenschaften wie Flammpunkt und Entzündlichkeit sowie zur akuten Toxizität vorzulegen. Die so genannte Basisbeschreibung ist ab einer Menge von 1 t pro Jahr erforderlich. Sie umfasst unter anderem Daten zu den physikalisch-chemischen Eigenschaften, zu Toxizität, Mutagenität und fortpflanzungsschädigender Wirkung sowie ökotoxikologische Untersuchungen (vgl. Tabelle 3.1.4-1). Weitere toxikologische und ökotoxikologische Prüfungen werden bei Mengen ab 100 t pro Jahr („Stufe 1“-Tests) bzw. 1 000 t pro Jahr („Stufe 2“-Tests) gefordert. Auf Grundlage der vorgelegten Informationen führen die Behörden eine Risikobewertung durch, an deren Ende gegebenenfalls Vorschläge für Risikomaßnahmen stehen. Falls keine gegenteilige Mitteilung durch die Behörden erfolgt, kann der betreffende Stoff nach Ablauf einer bestimmten Frist – in der Regel 60 Tage nach der Anmeldung – in den Verkehr gebracht werden.

Altstoffe

337. Während das System der Neustoffanmeldung innerhalb der europäischen chemischen Industrie Befürchtungen wachrief, dass die Dauer der Verfahren und die hohen Prüfkosten zu einer Verlagerung der Entwicklung und Produktion von Neustoffen nach Übersee führen könnten, verstärkte sich bei den Umweltschutzverbänden der Unmut darüber, dass Altstoffe im Gegensatz zu Neustoffen überhaupt keiner Prüfung unterzogen wurden. Die vom Anmeldeverfahren nicht erfassten Altstoffe machen etwa 99 % der Vermarktungsmenge von Chemikalien aus. Ansätze zur Erfassung der Altstoffe entstanden zunächst auf nationaler Ebene. Deutschland war das erste Land der EG, in dem die dringend notwendige systematische Bewertung von Altstoffen initiiert wurde. Unter der Leitung der Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) und im Einvernehmen zwischen Wissenschaft, Bundesregierung und Industrie wurde bereits 1982 das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) eingerichtet. Das BUA hat eine Prioritätenliste von ca. 1 100 Großchemikalien (Stoffe mit einer Produktionsmenge von mehr als 1 000 t pro Jahr) zusammengestellt und eine vorläufige Beurteilung von 500 Stoffen vorgenommen (BUA, 1999). Es wurden bislang über 200 gut aufbereitete Stoffberichte zu 300 Stoffen des Altstoffprogramms vor allem in deutscher Sprache veröffentlicht. Mit der Einführung der EG-Altstoffverordnung im Jahr 1993 (VO 793/93/EWG) ist das deutsche Altstoffprogramm in das europäische Programm überführt worden (WINTER et al., 1999, S. 16).

338. Mit der EG-Altstoffverordnung wurde ein vierstufiges Programm zum Risikomanagement auch der vor September 1981 auf dem Markt befindlichen Chemikalien auf Gemeinschaftsebene eingeführt. Das im norditalienischen Ispra ansässige Europäische Chemikalienbüro (ECB) wurde von der Europäischen Kommission mit der Sammlung von Stoffdaten, der Prioritätenfeststellung und der Risikobewertung beauftragt. Einzelne Mitgliedstaaten fungieren als Berichterstatter für eine bestimmte Substanz. Der Umfang der vorzulegenden Informationen ist – wie bei den Neustoffen – von Produktions- bzw. Importmengen abhängig (so genanntes Schwellenkonzept). Produzenten oder Importeure von Großchemikalien (über 1 000 t pro Jahr) müssen alle verfügbaren Informationen zu intrinsischen, d. h. dem Stoff

innewohnenden chemisch-physikalischen, toxikologischen und ökotoxikologischen Eigenschaften vorlegen. Bei Stoffen, die in Mengen zwischen 10 t pro Jahr und 1 000 t pro Jahr hergestellt bzw. importiert werden, reicht ein Minimaldatensatz aus. Für Stoffe, die in Mengen unter 10 t pro Jahr produziert bzw. importiert werden, müssen keine Informationen vorgelegt werden. Wenn ein Stoff wegen seiner möglichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt besonderer Aufmerksamkeit bedarf, wird er durch die Kommission in eine so genannte Prioritätenliste aufgenommen. Nur in diesem Fall kann von den Herstellern bzw. Importeuren die Durchführung eigener Tests zur Erlangung der Informationen, die der Basisbeschreibung gemäß der Gefahrstoffrichtlinie entsprechen, gefordert werden.

Leider hat sich das Verfahren zur Erfassung der Altstoffe als wenig effektiv erwiesen (KOM(2001)31 endg., S. 46). Ausreichende Informationen sind nur über sehr wenige Substanzen vorhanden. Das Verfahren der Risikobeurteilung ist langsam und ressourcenintensiv. Es wird geschätzt, dass beim derzeitigen Tempo der Erfassung selbst für die 4 000 problematischsten Altstoffe Risikobeurteilungen erst im Jahr 3000 vorliegen würden (WINTER, 2000, S. 177).

Risikobewertung

339. Im Mittelpunkt der Kontrolle sowohl der Alt- als auch der Neustoffe steht die Risikobewertung. Die Grundsätze der Risikobewertung finden sich für Neustoffe in der RL 93/67/EWG, für Altstoffe in der VO 1488/94/EG. Unterstützung in technischen Fragen bieten das Technical Guidance Document der Kommission zur Risikobewertung (European Commission, 1996) sowie das darauf basierende Software-Programm EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances). Die Risikobewertung erfolgt danach zum einen durch eine Bewertung der Eigenschaften der jeweiligen Chemikalie, zum anderen durch eine Abschätzung der Exposition. Dabei wird grundsätzlich die aufgrund der Exposition zu erwartende Konzentration einer Substanz in einem bestimmten Bereich verglichen mit der Konzentration, bei der keine Wirkungen erwartet werden. Liegt die voraussichtliche Konzentration des Stoffes unterhalb des Schwellenwertes, so werden Regulierungsmaßnahmen nicht als erforderlich betrachtet. Die derart durchgeführte Risikobewertung ist folglich die Grundlage für die Entscheidung über Regulierungsmaßnahmen.

Dieses Konzept der Risikobewertung ist seit Jahren starker Kritik ausgesetzt. Gegenstand der Diskussion ist vor allem die Rolle der Expositionsabschätzung. Hierauf wird im Rahmen der Bewertung der zukünftigen europäischen Chemikalienkontrolle genauer einzugehen sein (s. Tz. 367).

Regulierungsmaßnahmen

340. Nach der Risikobewertung sind Entscheidungen über Regulierungsmaßnahmen, z. B. über Verkehrs- oder Verwendungsbeschränkungen, auf der Grundlage der RL 76/769/EWG zu treffen. In ihrem *Technical Guidance Document on Development of Risk Reduction Strategies* und dem *Working Paper on Risk Management in the Framework of Council Directive 76/769* fordert die Kommission, dass als Grundlage der Entscheidung die Vor- und Nachteile der vorgeschlagenen Maßnahme beurteilt werden. Als Grundmodell zur Klärung der Vor- und Nachteile einer Maßnahme kommt einerseits die Kosten-Nutzen-Analyse, andererseits die Kosten-Wirksamkeits-Analyse in Betracht. Bei der Kosten-Nutzen-Analyse soll die Schutzmaßnahme ermittelt werden, bei der das beste Verhältnis von Vor- und Nachteilen zueinander besteht; bei der Kosten-Wirksamkeits-Analyse wird hingegen von einem vorgegebenen Schutzziel ausgegangen, und die verschiedenen Maßnahmeoptionen werden hinsichtlich ihrer Effektivität zur Erreichung des Zieles verglichen. Ein vom Umweltbundesamt gefördertes Projekt zur Abwägung von Risiken und Kosten in der europäischen Chemikalienregulierung kam Ende der Neunzigerjahre zu dem Ergebnis, dass für die Entscheidungsfindung aus pragmatischen Gründen Ansätze der Kosten-Wirksamkeits-Analyse benutzt werden sollten, wobei vermehrt auf qualitative anstelle von quantitativen Ergebnissen zurückzugreifen sei. Auf den Ansatz der Kosten-Nutzen-Analyse sei nur zurückzugreifen, falls die durch die Kosten-Wirksamkeits-Analyse ermittelte relativ günstigste Maßnahme bei absoluter Betrachtung immer noch mit sehr hohen Kosten verbunden sei. Zur Strukturierung des Regulierungsermessens biete sich die Form eines Matrixmodells an (WINTER et al., 1999, S. 43).

Zusammenfassung

341. Dringendstes Problem der europäischen Chemikalienkontrolle bleibt die Altstoffproblematik. Die Gründe für die Schwerfälligkeit des geltenden Regelungsmechanismus sind unter anderem darin zu sehen, dass die Behörden mit der Durchführung der Risikobewertungen überlastet sind und angesichts der geltenden Rechte- und Lastenverteilung kaum Anreize für Hersteller und Importeure bestehen, den Behörden die erforderlichen Daten zu liefern. Da nachgeschaltete Anwender nicht verpflichtet sind, Informationen über die Verwendungen von Chemikalien zu liefern, fehlen insbesondere zuverlässige Daten über die Expositionswege. Neben der umfassenden Risikobewertung führt auch das zeitaufwendige Verfahren zum Beschluss von Stoffbeschränkungen zur Verzögerung der notwendigen Kontrollmaßnahmen. Alles in allem muss daher festgestellt werden, dass das geltende System das Altstoffproblem noch nicht einmal ansatzweise gelöst hat. Reformen sind daher dringend erforderlich. Dabei sollten jedoch nicht nur die Situation in der Gemeinschaft betrachtet, sondern auch Entwicklungen auf internationaler Ebene berücksichtigt werden.

3.1.4.2 Globale Initiativen

Internationale Programme und Abkommen

342. Ebenfalls vor dem Hintergrund von Chemieunfällen und der immer stärker werdenden Beunruhigung der

Weltöffentlichkeit wurde 1980 unter Schirmherrschaft der Weltgesundheitsorganisation das *International Programme on Chemical Safety* (IPCS) gegründet. Ziel dieser Initiative ist es, die wissenschaftliche Basis für die Chemikaliensicherheit zu verbreitern und die verschiedenen nationalen Ansätze zu unterstützen und zu koordinieren. In der zwölf Jahre später auf dem Umweltgipfel in Rio de Janeiro beschlossenen Agenda 21 wurde in Kapitel 19 erstmalig auch eine nachhaltige globale Entwicklung im Bereich der Chemikaliensicherheit gefordert. Dies trägt der Erkenntnis Rechnung, dass die Ausbreitung von Schadstoffen in der Umwelt nicht von nationalen Grenzen abhängt und die Industriestaaten für die Vermeidung von Unfällen in den Entwicklungsländern mitverantwortlich sind (z. B. Bhopal-Unfall von 1984). Basierend auf der Agenda 21 wurde im Jahr 1994 auf Initiative des UN-Umweltprogramms, der Internationalen Arbeitsorganisation und der Weltgesundheitsorganisation das *Intergovermental Forum for Chemical Safety* (IFCS) gegründet. Auf dem Forum III-Treffen des IFCS im Oktober 2000 wurden Mindestziele bis zum Jahr 2005 festgeschrieben, deren Erfüllung trotz der unterschiedlichen wirtschaftlichen und umweltpolitischen Entwicklung der Mitgliedsländer zu mehr Chemikaliensicherheit beitragen soll („Bahia Declaration“, s. BEHRET, 2001). Der Beschluss und die Unterzeichnung des Protokolls über persistente organische Schadstoffe (POP) im Jahre 2001 werden als erster internationaler Meilenstein in der Chemikaliensicherheitspolitik verstanden, der die Industriestaaten stärker in die Pflicht nimmt und den Entwicklungsländern gewisse Spielräume (beispielsweise beim weiteren Einsatz von DDT) lässt.

Datensammlung

343. Neben konkreten Absprachen und Zeitplänen zum Produktionsstopp *(phase-out)* bestimmter Stoffe sind globale Initiativen besonders sinnvoll im Bereich der Datensammlung und der Risikobewertung, um finanzielle und personelle Ressourcen bei der Stoffprüfung zu bündeln. Im Jahr 1990 hat die OECD ein Programm zur koordinierten Prüfung von Großchemikalien ins Leben gerufen. Es soll im Jahr 2020 nach der Sammlung von Daten für ca. 5 000 Substanzen abgeschlossen werden. Im Zusammenhang damit haben die Industrieverbände Nordamerikas, Europas und Japans sich im Jahr 1998 auf die ICCA-HPV-Initiative (International Council of Chemical Associations High Production Volume Initiative) geeinigt, wonach Daten über toxikologische und ökotoxikologische Wirkungen von 1 000 Großchemikalien bis Ende des Jahres 2004 zusammenzustellen sind. Um die für den Erfolg der globalen Initiativen entscheidende Einheitlichkeit der Datenerfassung zu erreichen, wird auf einen von der OECD vorgeschlagenen Minimaldatensatz zurückgegriffen. Die Daten sollen anschließend der OECD übermittelt werden. Als Bindeglied zwischen dem Programm der OECD und der ICCA-HPV-Initiative fungieren die Mitgliedstaaten der OECD *(sponsor countries)* im Rahmen von *shared partnerships.* Seit Juni 2001 werden Daten aus dem OECD-Programm und verschiedene andere Datensätze der Öffentlichkeit im Internet (www.inchem.org) frei zur Verfügung gestellt.

Weitergehend erarbeitet der Europäische Verband der Chemischen Industrie (CEFIC) im Rahmen seines Programms „confidence in chemicals“, das als vertrauensbildende Maßnahme konzipiert ist, unter Berücksichtigung von Expositionsdaten erste Risikobeurteilungen für die von der ICCA-HPV-Initiative erfassten Großchemikalien. Auch der deutsche Verband der Chemischen Industrie (VCI) beteiligt sich an der ICCA-HPV-Initiative durch die Sammlung von Daten. Darüber hinaus hat er sich im Rahmen des *responsible-care*-Konzeptes verpflichtet, Mindestdatensätze für Stoffe mit einer Produktionsmenge von mehr als 1 t pro Jahr im Rahmen eines Notfallauskunftssystems zusammenzustellen.

Nach ersten Auswertungen fällt die Umsetzung der freiwilligen Initiative jedoch hinter den eigenen Zeitplan zurück (ends daily 28/9/2001). Darüber hinaus entspricht die Initiative nicht dem Handlungsbedarf, denn die chemische Industrie verpflichtet sich nur zur Bewertung eines Bruchteiles der auf dem Markt befindlichen Chemikalien. Die Selbstverpflichtung ist damit keine Alternative zu einer obligatorischen Offenlegung und Erarbeitung wichtiger Daten.

Politikkonzepte der OECD

344. Über das Programm zur Prüfung von Großchemikalien hinausgehend hat die OECD auf dem Gebiet der Chemikaliensicherheit bereits viel Vorarbeit geleistet, unter anderem durch die Erstellung von Leitlinien für die Chemikalienprüfung, die Arbeiten zur gegenseitigen Anerkennung von Daten sowie die Erarbeitung umfassender Politikkonzepte. In ihrem *Environmental Outlook for the Chemicals Industry* (OECD, 2001) propagiert die OECD, im Bereich der Chemikalienpolitik einen „holistischen“ Sicherheitsansatz unter Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus eines Produktes zu schaffen und die negativen Effekte der Globalisierung durch verstärkte internationale Zusammenarbeit und Informationsaustausch auszugleichen. Besonderes Gewicht sei auch auf die Herstellung von Umweltdemokratie *(environmental democracy)* zu legen. Das Konzept der Umweltdemokratie beinhaltet, dass alle, die durch Entscheidungen auf dem Gebiet des Chemikalienmanagements betroffen sind, über relevante Aspekte informiert und zur Teilnahme an Entscheidungsprozessen aufgefordert werden. Entscheidend ist nach dem Konzept der OECD die Herstellung von Transparenz sowie eine aktivere Rolle der Öffentlichkeit durch die Darbietung von Informationen in einer für jeden verständlichen Form. Auch die finanzielle Unterstützung von interessierten Kreisen, z. B. Umweltverbänden, sei in Betracht zu ziehen (OECD, 2001, S. 106 f.).

Internationale Meeresschutzabkommen

345. Wesentliche Impulse für die derzeitige Altstoffdiskussion sind von den internationalen Meeresschutzabkommen ausgegangen. Zu nennen sind hier insbesondere

die Abkommen zum Schutze der Ostsee (HELCOM) und des Nordostatlantik (OSPAR). Im Jahre 1998 wurde im Rahmen dieser Abkommen das so genannte Generationenziel formuliert, das ein Verbot der Einleitung von solchen Stoffen bis zum Jahre 2020 vorsieht, die persistent, bioakkumulativ und toxisch oder aufgrund anderer Eigenschaften besorgniserregend sind (s. für einen Überblick UBA, 2001b). Begrüßenswert ist, dass hiermit ein ehrgeiziges Ziel mit einem präzisen Datum festgelegt wurde. Dahinter steht die Absicht, bei natürlich vorkommenden Stoffen den Hintergrundwerten nahe kommende Konzentrationen und bei industriell hergestellten synthetischen Stoffen Konzentrationen nahe null zu erreichen. Das Generationenziel findet sich mittlerweile in der niederländischen und der schwedischen Chemikalienpolitik wieder. In abgeschwächter Form wurde es auch in der Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG), im geplanten 6. Umweltaktionsprogramm und in der europäischen Nachhaltigkeitsstrategie aufgegriffen. Eine Umsetzung dieses Zieles setzt natürlich entsprechende Maßnahmen auf der Ebene der Indirekteinleiter voraus und beeinflusst damit auch die Ziele und Maßnahmen der geplanten Revision der europäischen Chemikalienpolitik.

3.1.4.3 Weißbuch „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik“

346. Am 13. Februar 2001 hat die Europäische Kommission mit dem Weißbuch (KOM[2001]88 endg.) eine Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik vorgelegt, die zwischen den Generaldirektionen Umwelt und Unternehmen der Europäischen Kommission abgestimmt wurde. Auf seiner Grundlage sollen rechtsverbindliche Regelungen zur neuen Chemikalienstrategie vorgeschlagen werden.

Das Weißbuch sieht vor, die bisherige unterschiedliche Behandlung von Alt- und Neustoffen aufzugeben (KOM[2001]88 endg., S. 8). Im Mittelpunkt der neuen Strategie steht die Einführung des neuartigen Registrierungs-, Bewertungs- und Genehmigungsverfahrens, *REACH* (*R*egistration, *E*valuation and *A*uthorisation of *Ch*emicals).

Anmeldung (Registration)

347. Das im Weißbuch vorgesehene Registrierungsverfahren ist für Alt- und Neustoffe grundsätzlich gleich und wird sich an dem bisherigen Anmeldeverfahren für neue Stoffe orientieren. Die von den Unternehmen durchzuführenden Prüfungen und vorzulegenden Daten differieren wie bisher je nach Produktionsmengen. Neu ist jedoch, dass die Registrierungspflicht für Neu- wie für Altstoffe erst bei einer Produktionsmenge von einer Jahrestonne einsetzen soll statt bei 10 kg pro Jahr. Der geplanten gesteigerten Kontrolle von Altstoffen entspricht somit eine Reduzierung der Kontrolle von Neustoffen. Von den 100 000 Altstoffen nach EINECS dürften aufgrund dieser Schwelle insgesamt nur 30 000 erfasst werden (BMU, 2001; vgl. auch KOM[2001]88 endg., S. 35).

Bei einer Produktion zwischen 1 und 10 t pro Jahr sollen Angaben über physikalisch-chemische, toxikologische und ökotoxikologische Eigenschaften des Stoffes vorgelegt werden, wobei sich die durchzuführenden Prüfungen auf In-vitro-Methoden beschränken sollen. Tierversuche müssen künftig erst ab einer Produktions- bzw. Importmenge von über 10 t pro Jahr erfolgen. Ab dieser Produktions- bzw. Importmenge wird die Basisbeschreibung im Sinne der RL 67/548/EWG verlangt, die bisher nur für Neustoffe, allerdings bereits ab einer Menge von 1 t pro Jahr, gefordert wird. Ab einer Produktions- bzw. Importmenge von 100 t pro Jahr soll auch für Altstoffe das bisher nur für neue Stoffe fällige „Stufe 1“-Bewertungsverfahren zur Beurteilung von langfristigen nachteiligen Wirkungen gelten. Für Produktions- bzw. Importmengen größer als 1 000 t pro Jahr sollen die Prüfanforderungen der Stufe 2 gelten, die sich unter anderem auf die chronische Toxizität beziehen. Die Prüfungsanforderungen sollen auch die Exposition berücksichtigen, d. h. je nach Expositionsszenario kann entweder auf vorgeschriebene Prüfungen verzichtet werden, oder es können zusätzliche Prüfungen verlangt werden (KOM[2001]88 endg., S. 13 f.; s. Tabelle 3.1.4-1).

348. Die Registrierung von Altstoffen soll innerhalb bestimmter Fristen erfolgen: Stoffe mit einer Produktions- bzw. Importmenge von mehr als 1 000 t pro Jahr sollen bis Ende 2005, Stoffe, die in einer Menge von über 100 t pro Jahr hergestellt bzw. importiert werden, bis Ende 2008 und Stoffe mit einer Produktions- bzw. Importmenge zwischen 1 t pro Jahr und 100 t pro Jahr bis Ende 2012 registriert werden. Neu ist, dass die Industrie den Behörden bei der Registrierung neben den je nach Produktions- und Importmenge erforderlichen Daten auch eine vorläufige Risikobewertung vorlegen soll. Die einzureichenden Informationen werden in einer zentralen Datenbank am ECB gespeichert und verwaltet (KOM[2001]88 endg., S. 17). Zur Förderung von Transparenz und einer verbesserten Information der Öffentlichkeit sollen die nicht vertraulichen Informationen der Datenbank in einem transparenten „zentralen Abfragesystem“ allgemein zugänglich gemacht werden (KOM[2001]88 endg., S. 9 und 28).

Bewertung (Evaluation)

349. Der zweite Schritt, die Bewertung der erfassten Informationen durch die Behörden, ist einerseits für Stoffe vorgesehen, die in einer Menge von mehr als 100 t pro Jahr hergestellt oder importiert werden, andererseits für Stoffe, die über bestimmte gefährliche Eigenschaften verfügen (Stoffe mit erbgutverändernden, sehr giftigen Eigenschaften, mit hoher Persistenz oder Bioakkumulationsfähigkeit oder Stoffe, deren Molekularstruktur zur Besorgnis Anlass gibt). Berücksichtigt werden sollen Exposition und die inhärenten Eigenschaften des Stoffes (KOM[2001]88 final, S. 11). Die Reihenfolge der Bewertung orientiert sich wiederum an der Produktions- bzw. Importmenge: Chemikalien mit einer Produktions- bzw. Importmenge von über 1 000 t pro Jahr sollen bis 2010, Stoffe, die in einer Menge von 100 bis 1 000 t pro Jahr hergestellt bzw. importiert werden, bis 2012 bewertet werden. In der Regel sollen zielgerichtete Risikobewertungen *(targeted risk assessments)* durchgeführt werden. Auf

Tabelle 3.1.4.-1

Vergleich der bisherigen Prüfanforderungen für Neustoffe (RL 92/32/EWG) mit den zukünftigen Vorgaben des EU-Weißbuches für Alt- und Neustoffe

Informationen zu Prüfanforderungen	Neustoffe Derzeit	Neu- und Altstoffe Zukünftig
Minimaldatensatz (nur *In vitro*- Methoden)	**> 10 kg/Jahr**	**1–10 t/Jahr**
– Untersuchungen zur akuten Toxizität (1 Zufuhrweg) – ab 100 kg: Untersuchung zur Mutagenität (1 bakterieller Test) und Untersuchung zur Abbaubarkeit		
Basisbeschreibung (*base set*)	**1–100 t/Jahr**	**10–100 t/Jahr**
– Untersuchungen zur akuten Toxizität (2 Zufuhrwege) – Untersuchungen zu Haut- und Augenreizung – Toxizität nach wiederholter oraler Gabe (28 Tage) – Mutagenitätstests (1 bakterieller, 1 nichtbakterieller Test) – Test auf fortpflanzungsschädigende Wirkung – Beurteilung der Toxikokinetik (Literatur) – Untersuchungen zu Wirkungen auf Organismen (Fische, Daphnien, Algen, Bakterien)		
Stufe 1 (*Level 1*)	**100–1 000 t/Jahr**	**100–1 000 t/Jahr**
– Untersuchungen zur Fruchtbarkeit (1 Generation) – Ggf. Untersuchungen zur Teratogenität – Ggf. Toxizität nach langfristiger Gabe (90 Tage) – Ggf. weitere Mutagenitätstests – Toxikokinetische Grundinformationen – Langfristige Toxizitätsuntersuchungen an Daphnien (21 Tage) – Toxizitätsuntersuchungen an weiteren Organismen – Ggf. weitere Untersuchungen zur Abbaubarkeit		
Stufe 2 (*Level 2*)	**> 1 000 t/Jahr**	**> 1 000 t/Jahr**
– Untersuchungen zur chronischen Toxizität (90 Tage) – Ggf. Untersuchungen zur Fruchtbarkeit (3 Generationen) – Untersuchungen zur Kanzerogenität – Untersuchungen der peri- und postnatalen Wirkung – Zusätzliche Untersuchungen zur Toxikokinetik – Zusätzliche Untersuchungen zur Teratogenität – Zusätzliche Untersuchungen der Organ- und Systemtoxizität – Zusätzliche Untersuchungen zur Abbaubarkeit – Weitere Toxizitätsuntersuchungen an Fischen und an anderen Organismen (z. B. Vögeln)		

Detaillierte Angaben zu intrinsischen Eigenschaften der Altstoffe waren nach VO 793/93 bislang nur für Großchemikalien (> 1 000 t pro Jahr) vorgesehen.

Quelle: HEINEMEYER et al., 2001, verändert

Grundlage der vorgelegten Daten sollen – anders als nach geltendem Recht – die Chemikalien nicht mehr hinsichtlich aller möglichen Auswirkungen, aller exponierten Populationen und aller Umweltkomponenten untersucht, sondern im Hinblick auf eine spezifische Sorge und die wahrscheinlichsten Risiken gezielt bewertet werden (vgl. KOM[2001]88 endg., S. 34). Die Kommission erwartet hiervon erhebliche Beschleunigungseffekte (KOM[2001] 88 endg., S. 22).

Tabelle 3.1.4-2

Vorgesehener Zeitplan für die Erfassung der Altstoffe

Produktionsmengen	Registrierung bis Ende	Bewertung bis Ende
über 1 000 t/Jahr	2 005	2 010
über 100 t/Jahr	2 008	2 012
über 1 t/Jahr	2 012	grundsätzlich nicht vorgesehen

Das System soll dabei flexibel genug sein, um für Stoffe, die Anlass zur Besorgnis geben, eine frühere Registrierung zuzulassen.

Quelle: KOM(2001)88 endg., S. 25

Zulassung (Authorisation)

350. Für besonders gefährliche Stoffe, die zu „großer Besorgnis Anlass geben" (KOM[2001]88 endg., S. 19), soll zukünftig erstmals ein Zulassungsverfahren gelten. Dieses Instrument wurde vom Umweltrat bereits 1979 vorgeschlagen (SRU, 1979, S. 69). Kriterium für die Einstufung eines Stoffes als besorgniserregend und damit zulassungspflichtig sind nachgewiesene CMR- oder POP-Eigenschaften unabhängig von den Produktionsmengen.

Zu beachten ist, dass nur CMR-Stoffe der Kategorien 1 und 2 vom Zulassungssystem erfasst werden sollen. Die Einteilung dieser Kategorien richtet sich nach Anhang VI der RL 67/548/EWG. Gemäß dieses Anhangs gehören zur Kategorie 1 Stoffe, die beim Menschen bekanntermaßen krebserzeugend bzw. erbgutverändernd wirken bzw. bekanntermaßen die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen oder fruchtschädigend wirken. Hierbei sind hinreichende Anhaltspunkte für einen Kausalzusammenhang zwischen der Exposition eines Menschen gegenüber dem Stoff und der Entstehung entsprechender Schäden vorhanden.

Die Kategorie 2 umfasst gemäß RL 67/548/EWG Stoffe, die als krebserzeugend/erbgutverändernd bzw. fruchtschädigend oder beeinträchtigend für die Fortpflanzungsfähigkeit des Menschen angesehen werden sollten. Dies ist der Fall, wenn hinreichende Anhaltspunkte für die begründete Annahme bestehen, dass die Exposition eines Menschen gegenüber dem Stoff zu einem der genannten Schäden führen kann. Diese Annahme beruht im Allgemeinen auf geeigneten (Langzeit-) Tierversuchen und sonstigen relevanten Informationen.

Laut Weißbuch sollen hingegen CMR-Stoffe der Kategorie 3 nicht zulassungspflichtig sein. Bei diesen handelt es sich gemäß RL 67/548/EWG um Stoffe, die wegen möglicher Krebs erregender bzw. erbgutverändernder bzw. fruchtschädigender oder die Fruchtbarkeit beeinträchtigender Wirkung beim Menschen Anlass zur Besorgnis geben. Zwar liegen Anhaltspunkte für die entsprechende Wirkung vor, diese reichen jedoch nicht aus, um den jeweiligen Stoff in Kategorie 2 einzustufen.

351. Erfasst werden vermutlich 1 400 Stoffe, also ca. 5 % der auf der ersten Stufe zu registrierenden Chemikalien (KOM[2001]88 endg., S. 18). Sobald die relevanten Informationen zusammengestellt sind, wird das Zulassungsverfahren zuerst für diejenigen Stoffe eingeleitet, die am „stärksten zur Besorgnis Anlass geben" (KOM(2001)88 endg., S. 20). Nach einer Übergangszeit wird in einem ersten Schritt ein Termin festgelegt, ab dem alle nicht zugelassenen Verwendungszwecke des jeweiligen Stoffes verboten sind. In einem zweiten Schritt können besondere Verwendungszwecke eines Stoffes auf der Grundlage einer Risikobeurteilung, die den Behörden vom Antragsteller vorgelegt wird, zugelassen werden (KOM[2001]88 endg., S. 20). Bei der Risikobewertung soll der gesamte Lebenszyklus des Stoffes in Bezug auf den besonderen Verwendungszweck einschließlich der Entsorgung berücksichtigt werden (KOM[2001]88 endg., S. 20). Die Eigenschaften der Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität (PBT-Eigenschaften) bzw. der hohen Persistenz und Bioakkumulierbarkeit (vPvB-Stoffe) sowie endokrine, d. h. hormonähnliche Wirkungen werden zunächst nicht als Kriterien für die Zulassungsbedürftigkeit einbezogen. Das Weißbuch sieht jedoch vor, dass die Kommission nach weiteren Forschungsarbeiten zur Entwicklung von Kriterien für die Feststellung der PBT-Eigenschaften entscheidet, ob auch diese Eigenschaften die Zulassungsbedürftigkeit begründen sollen (KOM[2001]88 endg., S. 19). Zur Entwicklung der Kriterien wurden mehrere Arbeitsgruppen eingesetzt (WALLSTRÖM, 2001, S. 3). Auch hinsichtlich der Stoffe mit endokrinen Wirkungen sieht das Weißbuch erhöhten Forschungsbedarf (KOM[2001]88 endg., S. 16). Im Zeitraum 2001 bis 2002 sollen verschiedene Forschungsvorhaben in die Wege geleitet werden, um die bestehenden Kenntnislücken zu schließen (KOM[2001]262 endg., S. 13). Die Kommission geht im Weißbuch jedoch davon aus, dass ein Großteil der endokrinen Stoffe wegen gleichzeitig vorhandener CMR- oder POP-Eigenschaften von der Zulassungspflicht erfasst wird (KOM[2001]88 endg., S. 20).

Verwendungszwecke, die nicht zur Besorgnis Anlass geben – z. B. ausreichend kontrollierte industrielle Verwendungen – können generell vom Zulassungsverfahren ausgenommen werden (KOM[2001]88 endg., S. 20).

Forschung und Entwicklung

352. Zur Stärkung der Innovationskraft der chemischen Industrie werden den Unternehmen weitere Erleichterungen bei Forschung und Entwicklung eingeräumt. Der bisher im Bereich der Forschung und Entwicklung für die Anmeldepflicht geltende Schwellenwert von 100 kg pro Jahr soll auf 1 t pro Jahr erhöht werden. Im Bereich der verfahrensorientierten Forschung und Entwicklung gilt bisher, dass Stoffe, die für einen beschränkten Kundenkreis in den Verkehr gebracht werden, ein Jahr lang von der Anmeldepflicht ausgenommen sind. Diese Ausnahme soll zukünftig auf drei Jahre mit Verlängerungsmöglichkeit auf insgesamt fünf Jahre ausgedehnt werden.

Die Verteilung von Arbeits- und Beweislasten zwischen Behörden und Unternehmen

353. Einer der Kritikpunkte an der bisherigen Chemikalienkontrolle ist die Lastenverteilung zwischen den Beteiligten. Die Mitgliedstaaten sind für die Bewertung der Stoffe zuständig, und sie müssen nachweisen, dass ein unannehmbares Risiko vorliegt, damit Vermarktungs- oder Verwendungsbeschränkungen erlassen werden können (s. KOM[2001]88 endg., S. 6; EEB, 2000). Im Juni 1999 hat der Rat der Europäischen Union in seinen Schlussfolgerungen zur Chemikalienpolitik die Europäische Kommission aufgefordert, bei der Erarbeitung der neuen Chemikalienpolitik Maßnahmen zu prüfen, die zu einer Umkehr der Beweislast führen (Rat der Europäischen Union, 1999, Nr. 20). Ob und in welchem Umfang das Weißbuch dieser Forderung gerecht wird, ist umstritten. Während manche annehmen, dass nach dem Weißbuch lediglich auf der Ebene der Zulassung *(authorisation)* eine Umkehr der Beweislast stattfinden soll (z. B. van der KOLK, 2001, S. 11), wird von anderen angenommen, dass das Weißbuch auch auf der Registrierungs- und der Bewertungsstufe eine Umkehr der Beweislast vorsieht (VCI, 2001a). Dieser Meinungsverschiedenheit liegt wohl unter anderem ein unterschiedliches Verständnis des Begriffs „Beweislast“ zugrunde. In seinen Schlussfolgerungen bezeichnet der Rat der Europäischen Union als Umkehr der Beweislast Maßnahmen, die „die Hauptverantwortung für die Datengewinnung und -bewertung sowie für die Vorarbeiten für Risikobewertungen von Stoffen und für die angemessene Information der Verwender und der Öffentlichkeit über die Sicherheit des ihrem Einfluss unterliegenden Teils des Produktzyklus den Herstellern, Importeuren, Formulierern und gewerblichen Anwendern übertragen“ (Rat der Europäischen Union, 1999, Nr. 20). Wenn man diese Beschreibung heranzieht, könnte man annehmen, dass das Weißbuch eine Umkehr der Beweislast im Sinne der Schlussfolgerungen des Rates der Europäischen Union auf allen drei Ebenen des REACH-Systems vorsieht, ist doch die Industrie für die Datengewinnung, erste Risikobewertungen sowie für die Darlegung der Zulassungsvoraussetzungen zuständig.

Üblicherweise wird unter der Regelung der Beweislast jedoch eine Regel verstanden, die angibt, wie eine Entscheidung ausfällt, wenn an sich entscheidungsrelevante Sachverhalte nicht definitiv geklärt sind. Aus einer Regel, die einem Verfahrensbeteiligten die Beweislast zuweist, ergibt sich normalerweise ohne weiteres, dass dieser Beteiligte im eigenen Interesse auch das zum Beweis notwendige Datenmaterial zu liefern hat, da anderenfalls die Entscheidung zu seinen Ungunsten ausfallen wird. Wenn man dieses Verständnis zugrunde legt, kann von einer Umkehr der Beweislast auf den ersten beiden Stufen des REACH-Systems nicht gesprochen werden. Auf der Ebene der Registrierung bzw. Evaluation müssen zunächst nur Informationen vorgelegt werden; damit ist den Unternehmen eine Darlegungslast, aber noch keine Beweislast in dem Sinne auferlegt, dass verbleibende Unsicherheiten zu ihren Lasten gehen. Insbesondere ist die Frage, ob das mit dem jeweiligen Stoff verbundene Risiko so groß ist, dass die Herstellung oder Verwendung des Stoffes auf Grundlage der bestehenden Vorschriften (z. B. Beschränkungsrichtlinie RL 76/769/EWG) beschränkt werden kann, noch nicht Gegenstand der Registrierungs- bzw. Evaluationsstufe, sondern wird unter Umständen in einem späteren Beschränkungsverfahren geklärt. Es wäre daher präziser, auf den ersten beiden Ebenen von einer Prüfungs- oder Informationspflicht der Unternehmen, nicht jedoch von einer Beweispflicht zu sprechen. Selbst wenn nach Anmeldung und Bewertung die Verwendung des Stoffes eingeschränkt werden soll, geht das Weißbuch bei Beschränkungen außerhalb des Zulassungsverfahrens von der herkömmlichen Verteilung der Beweislast aus, d. h. die zuständige Behörde muss anhand der ihr vorgelegten Daten belegen, dass ein Stoff bzw. seine Verwendung ein nicht hinnehmbares Risiko für die Gesundheit bzw. die Umwelt darstellt. Eine Ausnahme hiervon sieht das Weißbuch nur dann vor, wenn es Hinweise auf ein unannehmbares Risiko gibt und der Risikobeurteilungsprozess sich über Gebühr verzögert, insbesondere wenn ein Hersteller die Vorlage von Informationen oder Prüfungsergebnissen verzögert. In einem solchen Fall soll das Vorsorgeprinzip angewandt und die Risikobeurteilung abgeschlossen sowie der Kommission empfohlen werden, Maßnahmen zum Risikomanagement zu treffen (KOM[2001]88 endg., S. 22). Die Behörde muss folglich das Bestehen eines unannehmbaren Risikos nicht vollständig nachweisen. Dies soll jedoch anscheinend lediglich ausnahmsweise – bei Vorliegen oben genannter Voraussetzungen – der Fall sein.

354. Zu einer Umkehr der Beweislast kommt es jedoch auf der Zulassungsebene *(authorisation)*. Hier wird, wenn feststeht, dass ein Stoff CMR- oder POP-Eigenschaften besitzt, davon ausgegangen, dass von ihm ein unannehmbares Risiko ausgeht. Die Hersteller oder Importeure müssen dementsprechend im Einzelfall Nachweise dafür erbringen, dass eine bestimmte Verwendung doch zugelassen werden kann, weil sie ungefährlich ist oder der sozioökonomische Nutzen überwiegt.

Verfahren

355. Die Ermittlung der Stoffe, die zulassungspflichtig sein sollen, soll auf Gemeinschaftsebene stattfinden. Die Zulassung spezifischer Verwendungen soll auf mitgliedstaatlicher Ebene erfolgen, wenn ausschließlich begrenzte Auswirkungen, z. B. auf Arbeitnehmer oder auf die lokale

Umwelt, zu erwarten sind, auf Gemeinschaftsebene hingegen, wenn der Stoff z. B. in gemeinschaftsweit vermarkteten Produkten enthalten ist. Die Zulassung soll erteilt werden, wenn der Verwendungszweck ein zu vernachlässigendes Risiko birgt oder der sozioökonomische Nutzen des Verwendungszwecks eine Zulassung rechtfertigt.

Für Stoffe, die zwar keiner Zulassungspflicht unterliegen, deren Verwendung aber trotzdem beschränkt werden soll, soll das Risikomanagement wie bisher auf Gemeinschaftsebene stattfinden. Das Verfahren soll beschleunigt werden, unter anderem indem umfassende Risikobeurteilungen durch zielgerichtete Bewertungen ersetzt und Regulierungsentscheidungen vermehrt nicht im normalen Gesetzgebungsverfahren, sondern im Rahmen eines Ausschussverfahrens getroffen werden (KOM[2001]88 endg., S. 21 f.).

Geltungsbereich

356. REACH soll sowohl für EU-Produzenten und -Importeure als auch für Hersteller außerhalb der Union Anwendung finden, die ihre Stoffe innerhalb der Gemeinschaft vermarkten. Melde- und gegebenenfalls Prüfpflichten sollen im Übrigen auch für nachgeschaltete Anwender (so genannte „down-stream-user“) gelten, die Chemikalien in einer vom Hersteller oder Importeur nicht beabsichtigten Weise verwenden.

Die Strategie soll nicht für Stoffe gelten, die nicht unverändert, sondern als Bestandteil eines fertigen Produkts auf den Markt kommen. Dies ist grundsätzlich unproblematisch, wenn ein Produkt in der Gemeinschaft hergestellt wird, denn in diesem Fall werden die dabei verwendeten Stoffe dem REACH-System unterfallen, bevor sie Eingang in das Produkt finden. Produkte, die außerhalb der EU hergestellt werden, können jedoch nicht registrierte und ungeprüfte Stoffe enthalten.

3.1.4.4 Reaktionen der anderen Gemeinschaftsorgane

357. Nach der Veröffentlichung des Weißbuchs hat der Rat der Europäischen Union am 7. Juni 2001 eine Stellungnahme zu den Vorschlägen der Europäischen Kommission abgegeben (Rat der Europäischen Union, 2001), der Ausschuss für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherpolitik des Europäischen Parlaments als federführender Ausschuss im Oktober 2001 (SCHÖRLING, 2001) und das Europäische Parlament selbst am 15. November 2001 (Europäisches Parlament, 2001). Zwar wird in allen Stellungnahmen das REACH-System grundsätzlich begrüßt, es werden jedoch auch mehrere Änderungen vorgeschlagen.

Gegenstand der Kritik sind unter anderem die vorgesehenen Mengenschwellen. So ersucht der Rat der Europäischen Union die Kommission, die geplanten Datenanforderungen für Stoffe mit einer Produktionsmenge unter 10 t pro Jahr zu überprüfen, um sicherzustellen, dass die Informationen für die Einstufung und Kennzeichnung des jeweiligen Stoffes sowie für die Entscheidung über Regulierungsmaßnahmen ausreichen (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 42). Es müsse außerdem zu den Sorgfaltspflichten der Unternehmen gehören, unabhängig von Produktionsmengen und von den gesetzlichen Prüfpflichten die für die sichere Handhabung der jeweiligen Chemikalien erforderlichen Daten zu sammeln, aufzuzeichnen und die Aufzeichnungen den Behörden auf Antrag zugänglich zu machen (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 25 und 26). Ferner sei zu prüfen, ob im Rahmen des REACH-Systems ein Register eingerichtet werden sollte, in das auch Stoffe mit einer Produktionsmenge von unter 1 t pro Jahr aufgenommen werden, um Prioritäten für Chemikalien festzulegen, die zu Besorgnis Anlass geben (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 39). Der Bericht des Umweltausschusses des Europäischen Parlaments geht noch über diese Forderungen hinaus und schlägt vor, Stoffe, die in Mengen unter 1 t pro Jahr hergestellt bzw. importiert werden, in einem vereinfachten Verfahren bis 2012 zu registrieren (SCHÖRLING, 2001, Nr. 16). Das Parlament hingegen lehnt in seiner Stellungnahme den Vorschlag des Ausschusses ab, plädiert aber dafür, für alle Chemikalien, unabhängig von Produktionsmengen, die Lieferung eines Minimaldatensatzes zu physikalischen und chemischen Eigenschaften, Persistenz und Bioakkumulation, akuter Toxizität, Karzinogenität und Mutagenität usw. vorzusehen (Europäisches Parlament, 2001, Nr. 16 und 17). Darüber hinaus regen sowohl der Umweltausschuss als auch das Parlament an, für die Anforderungen nach dem REACH-System die hergestellte oder importierte Gesamtmenge eines Stoffes zu berücksichtigen und nicht lediglich auf die Produktions- bzw. Importmengen des einzelnen Herstellers bzw. Importeurs abzustellen (SCHÖRLING, 2001, Nr. 26; Europäisches Parlament, 2001, Nr. 27).

358. Ein weiterer Streitpunkt betrifft den Anwendungsbereich des Zulassungsverfahrens. Während der Rat und der Umweltausschuss fordern, weitere Stoffgruppen wie z. B. PBT- und vPvB-Stoffe sowie Stoffe mit endokriner, sensibilisierender und chronisch toxischer Wirkung in das Zulassungsverfahren aufzunehmen (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 45 und 46; SCHÖRLING, 2001, Nr. 38), plädiert das Parlament dafür, es grundsätzlich bei den von der Kommission vorgesehenen CMR-Stoffen und POP als Gegenstand des Zulassungsverfahrens zu belassen (Europäisches Parlament, 2001, Nr. 39). Außerdem spricht das Parlament sich dafür aus, dass die Entscheidungen der Behörden im Rahmen des Zulassungssystems soweit wie möglich auf den Informationen basieren sollten, die auf den Stufen der Registrierung und Risikobewertung gewonnen werden (Europäisches Parlament, 2001, Nr. 40). Dem Bericht des Umweltausschusses folgend fordert das Parlament weiterhin, Zulassungen grundsätzlich nur befristet und nur für den Fall zu erteilen, dass die Verwendung eines Stoffes für die Gesellschaft unverzichtbar und kein Ersatz durch weniger gefährliche Substanzen möglich ist. Dabei verlangt es, Verwendungen von Substanzen mit gefährlichen Eigenschaften nach 2012 in Verbraucherprodukten und nach 2020 in anderen zu Einleitungen in die Umwelt führenden Verwendungen nicht mehr zuzulassen (Europäisches

Parlament, 2001, Nr. 35, 43 und 44; SCHÖRLING, 2001, Nr. 39 und 42). Insgesamt sei dem Substitutionsprinzip stärkere Geltung zu verschaffen (Europäisches Parlament, 2001, Nr. 49; SCHÖRLING, 2001, Nr. 47).

359. Einigkeit herrscht darüber, dass in dem neuen System gewährleistet sein muss, dass Chemikalien nicht in den Verkehr gebracht werden dürfen, wenn das jeweilige Unternehmen die erforderlichen Informationen nicht innerhalb der festgelegten Fristen vorlegt (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 28; SCHÖRLING, 2001, Nr. 28; Europäisches Parlament, 2001, Nr. 29). Das Fristensystem wird grundsätzlich begrüßt; es müsse aber sichergestellt sein, dass problematische Stoffe vorrangig registriert und bewertet werden (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 29; SCHÖRLING, 2001, Nr. 19; Europäisches Parlament, 2001, Nr. 20). In diesem Zusammenhang schlägt der Rat der Europäischen Union die Einrichtung einer Task Force vor, die Möglichkeiten zur Identifizierung von problematischen Chemikalien erforschen soll (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 37). Außerdem sei die Festlegung zusätzlicher Fristen, z. B. für Entscheidungen über Regulierungsmaßnahmen, zu erwägen (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 29).

Übereinstimmend wird der Vorschlag der Kommission begrüßt, Daten über Chemikalien der Öffentlichkeit in einem zentralen System frei zugänglich zu machen. Dies sei jedoch noch nicht ausreichend, vielmehr müssten weitere Maßnahmen wie z. B. eine Kennzeichnungspflicht hinsichtlich des Gehalts eines Produkts an Stoffen mit gefährlichen Eigenschaften vorgesehen werden (SCHÖRLING, 2001, Nr. 57, Europäisches Parlament, 2001, Nr. 60; Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 32). Übereinstimmung besteht auch darüber, dass die Schutzlücke hinsichtlich der Stoffe, die in außerhalb der Gemeinschaft hergestellten Produkten enthalten sind, geschlossen werden muss (Rat der Europäischen Union, Nr. 31). Im Bericht des Umweltausschusses und in der Stellungnahme des Parlaments wird daher angeregt, die Strategie auf Stoffe in jeglichen Produkten, seien sie innerhalb oder außerhalb der Gemeinschaft produziert, zu erstrecken (Europäisches Parlament, 2001, Nr. 11; SCHÖRLING, 2001, Nr. 15 und 16).

3.1.4.5 Problembereiche

Mengenkonzept

360. Wie dargestellt hält das Weißbuch am Mengenkonzept, d. h. an der Staffelung der Anforderungen an die Chemikalienkontrolle je nach Produktions- bzw. Importmenge, fest. Das von der Kommission vorgeschlagene Mengenkonzept wirft daher zwei grundsätzliche Probleme auf:

– Zum einen sind Mengen ein ungeeigneter Indikator für Gefährlichkeit. Auch Stoffe mit sehr geringen Produktionsmengen können erhebliche Risiken verursachen (SRU, 1979).

– Die Heraufsetzung der Mengenschwellen insbesondere für Neustoffe kann dazu führen, dass viele Gefahrstoffe aus dem REACH-System herausfallen.

Der Umweltrat hat bereits im Jahr 1979 darauf hingewiesen, dass die von einem Stoff ausgehende Gefährdung in erster Linie vom toxischen Potenzial des jeweiligen Stoffes, nicht hingegen von der Produktionsmenge abhängt (SRU, 1979, S. 35; s. auch SRU, 2000, Tz. 962). Risiken können auch von in kleinsten Mengen produzierten Substanzen ausgehen. Ein Mengenkonzept, das Anmelde- und Prüfungspflichten von Produktions- bzw. Importmengen abhängig macht, kann folglich zu erheblichen Schutzlücken führen. Der im Weißbuch enthaltene Ansatz, die Prüfungsanforderungen flexibel zu gestalten und die zuständigen Behörden zu ermächtigen, bei Hinweisen auf das Vorhandensein gefährlicher Eigenschaften zusätzliche Prüfungen vorzuschreiben (KOM[2001]88 endg., S. 19), sollte daher ausgebaut werden. Um problematische Stoffe, die weiterer Prüfungen bedürfen, schnell zu identifizieren, ist die Neu- bzw. Weiterentwicklung von Testmethoden erforderlich (Tz. 364).

Das geschilderte grundlegende Problem des Mengenkonzepts wird noch dadurch verschärft, dass das Weißbuch für Anmelde- und Prüfungspflichten auf die durch den einzelnen Hersteller produzierten bzw. durch den einzelnen Importeur eingeführten Mengen abstellt. Entscheidend im Hinblick auf die Umweltauswirkungen eines Stoffes ist jedoch, in welcher Gesamtmenge er sich im Verkehr befindet. Das Abstellen auf den einzelnen Hersteller bzw. Importeur führt zu einem verzerrten Bild der tatsächlich in Verkehr gebrachten Chemikalienmengen und eröffnet sogar Manipulationsmöglichkeiten. Zwar sieht das Weißbuch vor, dass die Behörden ermächtigt sein sollen, zusätzliche Prüfungen vorzuschreiben, wenn die von allen Herstellern bzw. Importeuren produzierte bzw. importierte Gesamtmenge den nächst höheren für einen einzelnen Hersteller bzw. Importeur geltenden quantitativen Schwellenwert erheblich überschreitet (KOM[2001]88 endg., S. 19). Dabei handelt es sich jedoch lediglich um eine Einzelfallentscheidung, die unter Umständen mit erheblichen Verzögerungen verbunden ist und keine umfassende Lösung des Problems darstellt. Die Stufen des REACH-Systems sollten daher grundsätzlich an die hergestellte bzw. importierte Gesamtmenge eines Stoffes anknüpfen (so auch ARNDT, 2001, S. 626; Greenpeace, 2001).

361. Abgesehen von diesen grundsätzlichen Bedenken werfen auch die nach dem derzeitigen Konzept vorgesehenen Schwellenwerte Probleme auf. Die ins Auge gefassten Mengenschwellen würden für Altstoffe eine Ausweitung der Prüfungsanforderungen bedeuten. Im Bereich der Neustoffe fände jedoch eine Minderung der bisher bestehenden Kontrolle statt: Zunächst soll die Produktionsmenge, die eine Anmeldung erforderlich macht, von bisher 10 kg pro Jahr auf 1 t pro Jahr heraufgesetzt werden. Des Weiteren soll die so genannte Basisbeschreibung nicht bereits ab 1 t pro Jahr, sondern erst ab einer Produktionsmenge von 10 t pro Jahr vorgelegt werden müssen. Damit wären für Stoffe mit einer Produktionsmenge unter 10 t pro Jahr kaum toxikologische und ökotoxikologische Prüfungen durchzuführen. Dies ist vor allem deshalb bedenklich, weil nach Angaben des European Chemicals Bureau (ECB) lediglich gut 10 % aller

Neustoffe in Mengen über 10 t pro Jahr produziert werden (s. unter http://ecb.jrc.it/new-chemicals/). Die vorgeschlagene Schwelle würde zu einer weitgehenden Aufgabe der Neustoffkontrolle führen und birgt die Gefahr, dass auf Dauer ein neues Altstoffproblem entsteht (s. auch ARNDT, 2001, S. 626; BGVV, 2001). Da Umwelt- und Gesundheitsrisiken bereits von in kleinsten Mengen produzierten und in Verkehr gebrachten neuen Stoffen ausgehen können, ist eine weitgehende Vernachlässigung von Neustoffen mit geringen Produktions- bzw. Importmengen nicht mit dem Vorsorgeprinzip vereinbar. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass laut Umweltbundesamt von 420 in Deutschland angemeldeten Neustoffen mit einer Produktionsmenge zwischen 1 t pro Jahr und 10 t pro Jahr 60 % als umweltgefährlich einzustufen waren (UBA, 2001b, S. 6).

362. Vor diesem Hintergrund bleiben die in den Schlussfolgerungen des Rates der Europäischen Union enthaltenen Forderungen nach Verschärfung der geplanten Datenanforderungen für Stoffe mit einer Produktionsmenge unter 10 t pro Jahr, nach der Einführung einer Pflicht der Unternehmen, Datenaufzeichnungen für alle Chemikalien bereitzuhalten, sowie nach einem Register auch für Stoffe mit einer Produktionsmenge unter 1 t pro Jahr (s. Tz. 347) noch hinter dem Erforderlichen zurück. Die Einrichtung eines vereinfachten Anmeldeverfahrens für Stoffe unter 1 t pro Jahr, wie von der Berichterstatterin des Europäischen Parlaments gefordert, wäre hingegen zu begrüßen. Bedenkenswert ist auch die Forderung des Europäischen Parlaments, für jeden Stoff unabhängig von Produktionsmengen die Vorlage eines Minimaldatensatzes vorzuschreiben. Zumindest für Neustoffe sollte die Anmeldungsschwelle von 10 kg pro Jahr beibehalten werden. Schließlich wäre es zur Sicherstellung einer ausreichenden Datengrundlage und damit im Interesse einer wirksamen Chemikalienkontrolle wünschenswert, wenn die neue Strategie für die Vorlage der Basisbeschreibung an der Schwelle von 1 t pro Jahr – wenigstens für Neustoffe – festhalten würde. Dem Argument, durch die Herabsetzung der Anforderungen für Neustoffe würden Kapazitäten für die Altstoffkontrolle frei, kann bei einem Vergleich der eingesetzten Ressourcen nicht gefolgt werden. Die für Neustoffe benötigten Ressourcen sind im Vergleich zum Ressourcenbedarf für die Altstoffe so gering, dass eine Reduktion der Neustoffkontrolle nicht merklich zu einer Verstärkung der Altstoffkontrolle beitragen kann. Weiterhin kann von der Industrie geltend gemachten Innovationshindernissen (s. VCI, 2001b) durch verstärkte Flexibilität bei der Handhabung der Prüfungsanforderungen begegnet werden (s. auch UBA, 2001a, S. 6). Auch der Aufwand für die Behörden wäre begrenzt und vertretbar (HEINEMEYER et al., 2001, S. 623; UBA, 2001a, S. 31).

Risikobewertungen durch die Industrie

363. Weiterhin ist laut Weißbuch geplant, dass behördliche Bewertungen grundsätzlich erst ab einer Produktionsmenge von 100 t pro Jahr stattfinden, nicht wie bisher für Neustoffe bereits ab einer Menge von 10 kg pro Jahr. Für Stoffe mit einer Produktionsmenge von unter 100 t pro Jahr sind behördlicherseits grundsätzlich nur Stichproben und computerisierte Untersuchungen vorgesehen (KOM[2001]88 endg., S. 18). Es wird angenommen, dass für 80 % aller Stoffe keine weitere Bewertung erforderlich ist (KOM[2001]88 endg., S. 21). Lediglich für Stoffe, die Anlass zur Besorgnis geben, soll eine behördliche Bewertung auch bei einer Produktions- bzw. Importmenge von unter 100 t pro Jahr stattfinden. Dadurch wird zwar einerseits den Behörden Gelegenheit gegeben, sich auf die für den Umwelt- und Verbraucherschutz relevanteren Großtonnagen zu konzentrieren (KOM[2001]88 endg., S. 13), andererseits ist jedoch fraglich, ob eine Registrierung ohne weitergehende staatliche Kontrolle insbesondere für den Schutz der Verbraucher ausreichend ist (s. Greenpeace, 2001; Verbraucher Initiative, 2001; Umweltverbände, 2001). Bei unplausiblen Bewertungsergebnissen könnte es erhebliche Zeit dauern, bis die Ursache, z. B. falsche, unter Umständen sogar „geschönte“ Eingangsparameter, entdeckt würde (UBA, 2001a, S. 20). Die Qualität der Datenermittlungen und Risikobewertungen der Industrie sollte daher zumindest – wie bereits von verschiedenen Seiten gefordert (vgl. z. B. ARNDT, 2001, S. 626; Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 27; NIKUMEN, 2001, S. 17) – durch geeignete Maßnahmen sichergestellt werden. Es bieten sich hier standardisierte Testverfahren, Gegengutachten, eine Verifizierung durch unabhängige Zertifizierungsorganisationen (TÜV-Modell), behördliche Stichprobenkontrollen oder eine Kombination aus diesen Verfahren für eine Qualitätskontrolle an. Der Umweltrat erachtet ein glaubwürdiges Verfahren der Qualitätssicherung als unabdingbare Voraussetzung einer Verlagerung der Verantwortung für die Risikobewertung auf die Industrie.

Weiterentwicklung der Testmethoden

364. Die Wirksamkeit des Schutzes von Gesundheit und Umwelt durch die neue Strategie wird unter anderem davon abhängen, dass problematische Stoffe, für die die Behörden trotz geringer Produktionsmengen Risikobewertungen durchführen sollten, frühzeitig erkannt werden. Der Einsatz von Computermodellen für die Vorhersage der Eigenschaften von Chemikalien aufgrund ihrer Molekularstruktur (QSAR – Quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen) ist hierfür verstärkt in Betracht zu ziehen (s. auch AHLERS et al., 2001, S. 81). Diese Modelle basieren auf der Annahme, dass ähnliche Struktureigenschaften auch ähnliche Gefahrenpotenziale bedeuten. Der Grad an Prognosezuverlässigkeit wird auf 75 % bis 85 % für bestimmte gefährliche Eigenschaften (unter anderem akute orale Toxizität, Kanzerogenität, Mutagenität, Gefährdung der Gewässer) geschätzt. Die Dänische Umweltagentur hat mittlerweile 47 000 Stoffe mithilfe solcher Modelle untersuchen lassen und auf dieser Basis für ca. 20 000 die Wahrscheinlichkeit einer Gefährlichkeit ermittelt (Danish Environmental Ministry, 2001). Diese Ergebnisse können beim derzeitigen Stand des Wissens noch keine hinreichend zuverlässige Alternative zu weiterführenden Tests sein. Sie geben aber wichtige Hinweise für eine Prioritätensetzung und sollten daher das oben beschriebene Mengenschwellenkonzept ergänzen.

Die Weiterentwicklung derartiger Testmethoden ist insbesondere erforderlich, um die Zahl der Tierversuche entsprechend dem Ziel des Weißbuchs zu verringern (vgl. KOM[2001]88 endg., S. 7). Letztlich wird die Wirksamkeit von Maßnahmen, die auf die schnellere Identifizierung derartiger Chemikalien abzielen – wie die vom Rat der Europäischen Union geforderte Einrichtung einer Task Force (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 37) – von der Bereitstellung ausreichender Ressourcen abhängen.

Kriterien für Zulassungsbedürftigkeit

365. Das Zulassungsverfahren für Stoffe mit CMR- oder POP-Eigenschaften stellt einen wichtigen Schritt zur Verwirklichung des Vorsorgeprinzips dar und ist daher – entgegen der Kritik vonseiten der Industrie (s. hierzu VAN EIJSDEN, 2001, S. 16; VCI, 2001a) – zu begrüßen. Das Verfahren erfasst von vornherein nur solche Substanzen, bei denen mit der Erforderlichkeit von regulativen Maßnahmen zur Risikobegrenzung zu rechnen ist, sodass der damit verbundene Aufwand gerechtfertigt erscheint (KÖCK, 2001, S. 307). Im Hinblick auf die erfassten Stoffe ist mit dem Rat der Europäischen Union vor allem die schnellstmögliche Einbeziehung von PBT- Stoffen sowie von Stoffen mit endokriner Wirkung zu fordern.

366. Fraglich ist, ob auch Stoffe, die persistent und bioakkumulativ sind, von denen aber keine toxischen Eigenschaften bekannt sind, vom Zulassungsverfahren erfasst werden sollten. Dagegen könnte vorgebracht werden, dass bei einseitigem Abstellen auf Persistenz und Bioakkumulation ohne Anhaltspunkte für toxische Eigenschaften und Wirkungen die angestrebte Vorsorge rein spekulativ bliebe (SRU, 1999, Tz. 137). Andererseits ist zu bedenken, dass das Wissen über negative Effekte immer noch lückenhaft ist und sich derartige Auswirkungen unter Umständen erst nach langer Zeit feststellen lassen. Bei langfristigem Verbleib einer Substanz in der Umwelt können daher nachteilige Wirkungen nie völlig ausgeschlossen werden. Ein Beispiel für eine erst vor kurzem entdeckte unerwünschte Eigenschaft ist die endokrine Wirkung einiger Chemikalien. Besonders problematisch ist der lange Verbleib in der Umwelt, wenn die Substanz sich in Organismen anreichert. Werden später nachteilige Wirkungen erkannt, können diese – wenn überhaupt – für lange Zeit nicht beseitigt werden. Unter Vorsorgegesichtspunkten sollten daher auch vPvB-Stoffe in das Zulassungssystem einbezogen werden. Auch die Einbeziehung sensibilisierender und chronisch toxischer Stoffe in das Zulassungsverfahren ist angebracht (Rat der Europäischen Union, 2001; s. auch Europäisches Parlament, 2000). Der Umweltrat bedauert, dass das Europäische Parlament in seiner Stellungnahme vom 15. November 2001 hinter diesen Forderungen zurückgeblieben ist (vgl. Europäisches Parlament, 2001).

Die Erarbeitung entsprechender Kriterien sollte hohe Priorität besitzen. Dabei muss gerade bei Maßnahmen hinsichtlich noch nicht restlos erforschter Wirkungen das Vorsorgeprinzip verstärkt berücksichtigt werden. Die Rio-Deklaration zur Nachhaltigkeit (UN, 1992, Grundsatz 15) und die Mitteilung der Kommission zur Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips (KOM[2001])1 endg., z. B. S. 12) stellen klar, dass nach dem Vorsorgeprinzip angesichts erheblicher zu befürchtender Gefahren ein Einschreiten auch bei noch bestehenden wissenschaftlichen Unsicherheiten möglich ist.

Solange die erwähnten Eigenschaften keine Kriterien für die Zulassungsbedürftigkeit darstellen, sollten die entsprechenden Substanzen zumindest im Rahmen des Beschränkungsverfahrens außerhalb des Zulassungsverfahrens als prioritäre Stoffe behandelt werden (so auch AHLERS et al., 2001, S. 77; UBA, 2001a, S. 4).

Der Umweltrat unterstützt weiterhin den Vorschlag der Berichterstatterin des Europäischen Parlaments, Zulassungen nur befristet zu erteilen (vgl. Tz. 358). Dies könnte zumindest bei Stoffen, die besonders großen Anlass zur Besorgnis geben, einen Anreiz für Unternehmen erzeugen, neue Techniken zu entwickeln, um auf Dauer auf die fraglichen Stoffe verzichten zu können.

Risikobewertung

367. Wie dargestellt (Tz. 339) besteht eine Risikobewertung unter dem bisherigen System aus einer Gefahrenbeurteilung, d. h. der Bewertung der inhärenten Eigenschaften der jeweiligen Chemikalie, sowie einer Abschätzung der Exposition. Angesichts der Schwierigkeiten und des Aufwands einer umfassenden Expositionsbetrachtung werden seit längerem Alternativkonzepte gefordert. So verlangen z. B. Nichtregierungsorganisationen, dass Regulierungsmaßnahmen schon auf der Basis bestimmter intrinsischer Eigenschaften, die auf ein erhebliches Gefahrenpotenzial hinweisen (insbesondere Toxizität, Persistenz und Bioakkumulation), möglich sein sollten (Greenpeace, 1999, S. 11; FÆRGEMAN et al., 2001; Umweltverbände, 2001). Nach einem anderen Konzept sollen für Chemikalien, die sehr persistent sind oder sich durch eine ausgeprägte Mobilität auszeichnen, Risikomaßnahmen ohne weitere Prüfungen ergriffen werden können, während alle anderen Stoffe einer regulären Risikobewertung unterzogen werden sollten (SCHERINGER, 2000, S. 94; s. auch UBA, 2001a, S. 18). Im Rahmen des OSPAR-Regimes (Tz. 345) wird angenommen, dass beim Meeresschutz die klassische Risikobewertung aufgrund der Besonderheiten der offenen See, insbesondere ihrer Funktion als Senke für gefährliche Stoffe, an ihre Grenzen stößt. Sofern es sich um PBT-Stoffe handelt, wird daher Handlungsbedarf unabhängig von einem Vergleich zwischen zu erwartender und als unschädlich betrachteter Konzentration bereits dann angenommen, wenn relevante Emissionen in das Meer erfolgen (OSPAR, 1999, S. 11). Vonseiten der Industrie ist hingegen stets gefordert worden, Risikomanagementmaßnahmen erst nach einer umfassenden, die Expositionswege berücksichtigenden Risikobewertung vorzunehmen (CEFIC, 2001; VCI, 2001a). Der Umweltrat hat sich bisher zur Durchführung einer Risikobewertung unter Berücksichtigung sowohl der spezifischen Stoffeigenschaften als auch der Expositionsdaten zustimmend geäußert. Er hat einseitig auf Expositionscharakteristika oder Stoffeigenschaften gestützte Konzepte abgelehnt (SRU, 1999, Tz. 137).

Auch die Kommission ist bei der Überprüfung der bisherigen Chemikalienpolitik davon ausgegangen, dass es sich bei der Risikobewertung unter Berücksichtigung der inhärenten Eigenschaften und der Expositionspfade um eine bewährte, wissenschaftlich fundierte Methode handelt (Europäische Kommission, 1998, S. 7).

368. Ein Mittelweg zwischen einer einseitig auf intrinsische Stoffeigenschaften und einer auf eine aufwendige Risikoanalyse aufbauenden Politik der Chemikalienkontrolle wurde von der niederländischen Regierung vorgeschlagen (The Netherlands, 2001). Ihre Strategie sieht eine abgestufte Prioritätensetzung je nach den Stoffeigenschaften und dem Expositionspotenzial vor. Hinsichtlich der Stoffeigenschaften wird eine Skala zwischen unerwünscht („very high concern“) und problemlos („no concern“) vorgeschlagen. Bezüglich des Expositionspotenzials wird zwischen geschlossenen und offenen sowie gewerblichen und privaten Anwendungen unterschieden. Eine Risikobewertung im herkömmlichen Sinne findet nicht mehr statt; vielmehr dient als Basis für die Entscheidung über Regulierungsmaßnahmen die Kombination von Gefahrenstufe und Anwendungsgebiet. Im Extremfall von hohem Gefahrenpotenzial und offener Anwendung werden Stoffverbote empfohlen – im anderen Extremfall wird generell auf die industrielle Eigenverantwortung gesetzt (The Netherlands, 2001, S. 44; Tabelle 3.1.4-3).

369. Der Umweltrat unterstützt die Weiterentwicklung eines solchen Ansatzes. Der Ansatz ermöglicht eine Kontrolle unerwünschter Stoffe auch ohne eine aufwendige Einzelfallprüfung durch eine Risikoanalyse. Der notwendige Prüfaufwand wird erheblich verringert, da lediglich Daten zu den Eigenschaften der Chemikalien und zu ihren Verwendungen nötig sind. Die Ermittlung des Verhältnisses von akzeptablen und tatsächlichen Stoffkonzentrationen in verschiedenen Umweltmedien entfällt in den Fällen, in denen dringender Handlungsbedarf erkannt wird. Damit lässt sich das Problem der großen Zahl zu überwachender Chemikalien besser lösen als durch das bisherige System. Die Betrachtung des Verwendungszwecks ist ein sinnvoller Indikator für die Exposition und gleichzeitig weniger aufwendig als die Messung der tatsächlichen Exposition. Insgesamt bietet sich mit dem Ansatz die Chance, Vorsorge- und Verhältnismäßigkeitsgesichtspunkten angemessen Rechnung zu tragen.

370. Das Weißbuch selbst kombiniert mehrere der genannten Ansätze. So sieht es zunächst vor, dass auch unter der neuen Strategie Grundlage des Risikomanagements eine Risikobewertung ist. Diese soll – wie auch unter dem bestehenden System – aus einer Gefahrenbeurteilung, d. h. der Bewertung der inhärenten Eigenschaften der Chemikalie, sowie einer Abschätzung der Exposition bestehen (KOM[2001]88 endg., S. 11). Dabei soll es sich im Unterschied zum bisherigen Konzept grundsätzlich um eine gezielte Risikobewertung (targeted risk assessment) handeln. Dieser Bewertungsansatz kann gemeinsam mit der geplanten Einführung von expositionsabhängigen Prüfanforderungen zu einer Beschleunigung des bisher sehr langsamen Risikomanagements führen und ist daher grundsätzlich zu begrüßen. Auch hierbei ist jedoch das Vorsorgeprinzip zu beachten; insbesondere darf der Ausschluss bestimmter Expositionswege aus der Bewertung nicht voreilig erfolgen.

371. Eine Modifikation des Risikobewertungskonzepts stellt das im Weißbuch vorgesehene Zulassungsverfahren dar. Im Rahmen dieses Konzepts sind zunächst die inhärenten Stoffeigenschaften von ausschlaggebender Bedeutung, denn das Verfahren knüpft – im Sinne der Stimmen, die Regulierungsmaßnahmen auf der Grundlage intrinsischer Eigenschaften fordern – für das Verbot,

Tabelle 3.1.4-3

Maßnahmen aufgrund der Kombination von Stoffeigenschaften und Anwendungsbereichen nach dem niederländischen Modell

Allgemeine politische Aussagen über:				
Substanzen eingestuft nach Risikoklassen/ Gefährlichkeitsgrad	Örtlich begrenzte Vor-, Zwischenprodukte	Stoffe mit industrieller Anwendung	Offene fach- und sachgerechte Anwendungen	Stoffe im Konsumentengebrauch
Zulassung der Stoffklasse?				
sehr stark gefährlich	nein, außer...	nein, außer...	nein	nein
stark gefährlich	ja, falls...	ja, falls...	nein, außer...	nein, außer...
gefährlich	ja, falls...	ja, falls...	ja, falls...	nein, außer...
ungefährlich	ja	ja	ja	ja, falls...
keine Angaben	nein, außer...	nein, außer...	nein, außer...	nein, außer...

Quelle: The Netherlands, 2001, S. 44; verändert

einen bestimmten Stoff in Verkehr zu bringen, an seine CMR- bzw. POP-Eigenschaften an. Bei der Frage, ob eine bestimmte Verwendung zuzulassen ist, ist dann allerdings wieder eine Risikobewertung vorzunehmen. Das Weißbuch sieht jedoch auch die Möglichkeit vor, aufgrund generalisierender Kriterien bestimmte Verwendungen (z. B. geschlossene industrielle Verwendungen) von Anfang an von der Zulassungspflicht auszunehmen, und enthält somit Elemente eines generalisierenden, auf das Anwendungsgebiet und nicht auf die exakte Exposition abstellenden Ansatzes (s. niederländisches Konzept). Generell erscheint es aus Gründen der Beschleunigung und Effektivität der Chemikalienkontrolle wünschenswert, Einzelfallprüfungen soweit wie möglich zu vermeiden und ein allgemeines System von Kriterien für erlaubte und unerwünschte Anwendungen zu etablieren. Dies käme auch den Befürchtungen der Chemieindustrie, das Zulassungsverfahren führe vor allem zu großem bürokratischen Aufwand, entgegen. Aus den gleichen Gründen wäre auch bei der Risikobewertung der übrigen Stoffe, d. h. der Chemikalien, die nicht unter das Zulassungsverfahren fallen, eine generalisierende Betrachtungsweise, die eher auf Anwendungsgebiete als auf detaillierte Expositionswege abstellt, wünschenswert (s. auch SCHÖRLING, 2001, Nr. 35). Bei allen Vorschlägen zur Beschleunigung des Zulassungsverfahrens sollte jedoch bedacht werden, dass Sinn dieses Konzepts ist, dass die Industrie das Vorliegen der Zulassungsvoraussetzungen nachweisen muss. Wenn daher das Europäische Parlament fordert, Entscheidungen über Zulassungen sollten direkt auf den Informationen, die auf der Stufe der Registrierung bzw. der Risikobewertung gewonnen wurden, basieren, so muss es dennoch dabei bleiben, dass letztlich die Initiative für die Zulassung einer Verwendung von der Industrie, nicht von den Behörden ausgehen muss.

Fristen

372. Auch wenn die von der Europäischen Kommission vorgeschlagenen Fristen für Registrierung und Risikobewertung von einigen Umweltverbänden als zu lang kritisiert werden (Greenpeace, 2001; Verbraucher Initiative, 2001), erscheint das Ziel der Registrierung aller Altstoffe mit einer Produktionsmenge von mehr als 1 t pro Jahr bis zum Jahr 2012 als sehr ehrgeizig. Um die Fristen einhalten zu können, muss die nicht fristgerechte oder lückenhafte Vorlage von Daten deutliche Folgen haben. Wie auch der Rat der Europäischen Union in seinen Schlussfolgerungen fordert (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 28), muss sichergestellt sein, dass ein Stoff nicht vermarktet oder verwendet werden darf, wenn der Anmelder seinen Informationspflichten nicht nachkommt. Die Verhängung von Bußgeldern anstelle des Erlasses eines Vermarktungsverbots sollte als weniger wirksame Maßnahme im Hinblick auf die Sicherstellung der Fristeinhaltung außer Betracht bleiben.

Gebrauch gemacht werden sollte von der durch die Kommission vorgesehenen Möglichkeit, Stoffe, die Anlass zur Besorgnis geben, früher zu registrieren (KOM[2001]88 endg., S. 25). Der Vorschlag des Europäischen Rates, auch für Maßnahmen im Rahmen des Risikomanagements Fristen festzulegen, ist im Interesse einer zügigen und effektiven Umsetzung des Systems zu begrüßen (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 29).

Öffentlichkeit

373. Ziel des neuen Chemikalienkonzepts ist auch die Herstellung größerer Transparenz (KOM[2001]88 endg., S. 7). Den Verbrauchern sollen Informationen zur Verfügung gestellt werden, die ihnen ein Urteil darüber erlauben, ob alternative Produkte im Hinblick auf ihre Eigenschaften und Risiken vorteilhafter sind (KOM[2001]88 endg., S. 28). Das Weißbuch sieht daher vor, dass nichtvertrauliche Informationen über Chemikalien in einer zentralen Datenbank gespeichert und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Dabei sollen leicht lesbare Zusammenfassungen die Nutzung durch die Öffentlichkeit fördern (KOM[2001]88 endg., S. 29). Außerdem will die Kommission die Industrie ersuchen, eine Liste mit umfassenden Informationen über die Einstufung und Kennzeichnung aller auf dem Markt vorhandenen gefährlichen Stoffe zu erstellen, die dann über das Internet frei zugänglich sein soll. So begrüßenswert diese Vorschläge sind, ist doch zu bedenken, dass im Alltag die direkte Kennzeichnung des Produkts für den Verbraucher die größte Bedeutung besitzt. Diesbezüglich enthält das Weißbuch lediglich den Hinweis, dass Vereinfachungen des Kennzeichnungssystems in Betracht gezogen werden sollten (KOM[2001]88 endg., S. 26). Zu begrüßen ist der weitergehende Vorschlag des Rates der Europäischen Union, Hersteller, Verwender und Vertriebsunternehmen zu verpflichten, Auskunft über den Gehalt von Chemikalien in ihren Produkten zu geben und diese entsprechend zu kennzeichnen (Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 32). Derartige Informationsmöglichkeiten für den Bürger entsprechen einer Forderung der OECD, die diese, wie dargestellt (Tz. 344), unter dem Stichwort der Umweltdemokratie erhebt. Zu den Forderungen der OECD gehört weiterhin, der Öffentlichkeit eine aktive Rolle einzuräumen und sie zur Teilnahme an Entscheidungsprozessen aufzufordern (OECD, 2001, S. 108). Das Weißbuch entspricht dieser Forderung nur teilweise. Bei der Erstellung des Weißbuchs und bei der anschließenden Diskussion der Vorschläge wurden interessierte Kreise, z. B. Umweltverbände, beteiligt. Auch bei einer späteren Überprüfung der Strategie sollen interessierte Parteien einbezogen werden (KOM[2001]88 endg., S. 29). Wenn es um die späteren Entscheidungen im Rahmen des Risikomanagements, z. B. um die Zulassung bestimmter Verwendungen eines Stoffes, geht, erwähnt das Weißbuch eine Beteiligung der Öffentlichkeit jedoch nicht. Die Aufnahme derartiger Vorschriften in die zukünftige Chemikalienkontrolle wäre im Hinblick auf Transparenz und Akzeptanz der Entscheidungen wünschenswert.

Es sollte insgesamt sichergestellt werden, dass die Vorschriften der neuen Chemikalienkontrolle in Einklang mit der Aarhus-Konvention über den Zugang von Informationen, die Beteiligung der Öffentlichkeit und den Zugang zu den Gerichten stehen (s. auch Rat der Europäischen Union, 2001, Nr. 35).

Anwendungsbereich

374. Die vorgesehene Verpflichtung nachgeschalteter Anwender, Informationen über von den Herstellern nicht berücksichtigte Anwendungen vorzulegen, ist zu begrüßen, da sie zu umfassenderen Informationen über Expositionswege führen und somit fundiertere Risikobewertungen ermöglichen würde. Wie auch von der Kommission im Weißbuch angesprochen (KOM[2001]88 endg., S. 24), ist hierbei vor allem zu beachten, dass eine gerechte Lastenteilung zwischen Herstellern und Anwendern stattfindet.

Problematisch ist, dass die neue Strategie gefährliche Stoffe, die nicht in der EU erzeugt werden, sondern erst als Bestandteil von fertigen Verbraucherprodukten (z. B. Spielzeug, Textilien) in den Binnenmarkt gelangen, nicht erfasst (KOM[2001]88 endg., S. 14). Grundsätzlich unterstützungswürdig ist die Forderung der Berichterstatterin des Europäischen Parlaments, die geplante Strategie auch auf Stoffe in Produkten zu erstrecken. Hierbei sollten praktikable Überwachungsmöglichkeiten gefunden werden, z. B. auf der Grundlage von Verpflichtungen der Importeure, Listen der in den importierten Produkten enthaltenen Stoffe vorzulegen.

Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit und die Innovationskraft

375. Bereits im Vorfeld der Veröffentlichung des Weißbuches zur Chemiepolitik formulierte vor allem die deutsche Chemieindustrie erhebliche Bedenken. Sie sah den Chemiestandort Deutschland und mehrere hunderttausend Arbeitsplätze durch die geplante Revision des europäischen Chemikalienrechts gefährdet (vgl. Die Zeit vom 8. Februar 2001, S. 23, „Kühner Vorstoß“; FAZ vom 15. Februar 2001, S. 18, „Die Kosten sind nicht das Hauptproblem“). Bedenken werden insbesondere hinsichtlich der Kosten, einer Überforderung von Testkapazitäten und des bürokratischen Aufwandes für das neue Zulassungsverfahren geäußert. Die Chemieindustrie fürchtet vor allem Nachteile für die Innovationsfähigkeit der Industrie. Besondere Probleme werden außerdem für die zahlreichen kleinen und mittleren Unternehmen (KMU) erwartet, die die Mehrzahl der Betriebe in Europa ausmachen.

Während die Europäische Kommission für das Testen der 30 000 Chemikalien von Gesamtkosten in der Höhe von 2,1 Mrd. US-Dollar über einen Zeitraum von 11 Jahren ausgeht, rechnete die chemische Industrie zunächst mit 20 bis 30 Mrd. US-Dollar. In einer kürzlich für das britische DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) erarbeiteten Studie werden die Kosten auf 6,5 bis 8,6 Mrd. US-Dollar geschätzt (IEH, 2001). Dabei wird angenommen, dass für alle zu registrierenden Stoffe sämtliche Tests neu durchgeführt werden müssen. Vertreter der Europäischen Kommission und auch der Chemieindustrie (vgl. FAZ vom 15. Februar 2001, S. 18) halten diese Annahme nicht für realistisch, da die Industrie aus Haftungs-, Risikomanagement-, Arbeitssicherheits- und Vorsorgegründen bereits über einen erheblichen Wissensstand zu vielen Eigenschaften ihrer vermarkteten Stoffe verfügen muss. Auch die in der Studie ermittelten Kosten für die Tests (120 000 US-Dollar für den Basistest, 300 000 US-Dollar für Teststufe 1 und 1,2 Mio. US-Dollar für Teststufe 2) liegen erheblich über den Schätzungen der Kommission und den Ergebnissen anderer Studien (einen Überblick gibt: FLEISCHER, 2001, S. 10). In jedem Fall sind diese Testkosten in Relation zu setzen zu dem jährlichen Umsatz der europäischen Chemieindustrie von 402,1 Mrd. US-Dollar. Der zu befürchtende Kostenanstieg liegt eher im Promillebereich des Umsatzes und dürfte damit im Vergleich zu anderen Kostenschwankungen in anderen Bereichen (Löhne, Energiepreise, Wechselkurse) im internationalen Wettbewerb kaum auffallen.

376. Während die Kosten für die großen Produzenten nicht wesentlich ins Gewicht fallen, sind Probleme für die zahlreichen kleineren und mittleren Spezialanbieter, die zahlreiche Stoffe in kleinen Mengen produzieren und anwenden, nicht auszuschließen. Zu beachten ist hier allerdings, dass viele der kleinen Betriebe eher Anwender als Produzenten sind und somit von den in Zukunft öffentlich verfügbaren Stoffdaten profitieren würden. Für einzelne Betriebe sind dennoch Probleme zu erwarten. Bei der konkreten Umsetzung der Registrierung ist daher darauf zu achten, dass Doppelarbeit bei Tests soweit wie möglich vermieden wird. Wichtig ist dabei, einerseits die Eigentumsrechte derjenigen Unternehmen zu schützen, die bereits Testdaten vorlegen können, und andererseits europäische Kooperationslösungen zu fördern, die für einen Informationsaustausch und gleichzeitig für eine faire Aufteilung der jeweiligen Kosten sorgen. Der europäische Dachverband der Chemieindustrie CEFIC hat hierzu den bedenkenswerten Vorschlag gemacht, dass die Bildung von Konsortien zur Registrierung ermutigt werden solle (CEFIC, 2001, S. 13).

In einer neueren Untersuchung des Wissenschaftszentrums Berlin für Sozialforschung (WZB) wird die Neustoffkontrolle in der EU, den USA und Japan im Hinblick auf ihre Innovationsfreundlichkeit miteinander verglichen (FLEISCHER, 2001). Der Befund ist nicht ganz eindeutig, einige Indikatoren weisen aber auf einen erheblichen Innovationsrückstand hinsichtlich der Anzahl vermarkteter neuer Chemikalien in der EU im Vergleich zu den USA hin. Die USA „dienen den europäischen und japanischen Unternehmen als günstiger Testmarkt“ (FLEISCHER, 2001, S. 27). Erklärt wird dies mit den weniger aufwendigen und wesentlich flexibleren Anforderungen an die Zulassung neuer Stoffe in den USA. Dort und noch systematischer in Japan sind die Testanforderungen risikoabhängig ausgestaltet – in Europa muss bislang mengenabhängig ein starres Testprogramm durchlaufen werden. In einer Studie werden die derzeit bestehenden Systeme verglichen. Eine Extrapolation auf das zukünftige System der Chemikalienkontrolle ist daher nicht zulässig. Zu beachten ist vielmehr, dass das im Weißbuch vorgesehene System grundsätzlich von flexiblen Prüfanforderungen und zielgerichteten Risikobewertungen ausgeht. In der aktualisierten Fassung der Studie wird daher das Chemieweißbuch ausdrücklich begrüßt, das in die „Richtung eines stärker risikoorientierten Regulierungssystems“ gehe (FLEISCHER, 2001, S. 28).

Zu bedenken ist auch, dass ein vorsorgeorientiertes Zulassungssystem das Vertrauen in die Chemikaliensicherheit erhöhen kann und kostspielige Korrekturen von Fehlentwicklungen vermeidet. Die geplante Chemiepolitik lässt einen berechenbaren Korridor für eine umweltorientierte Stoffinnovation entstehen. Damit entsteht auch eine Chance für ein neues ökologisch qualifiziertes Standortprofil mit entsprechenden Marktchancen (vgl. dazu generell: Kapitel 2.2).

377. Besondere Kritik seitens der chemischen Industrie erfährt das Zulassungsverfahren. Es führe zu unverhältnismäßigen Eingriffen sowie unerwünschten wirtschaftlichen und sozialen Nebenfolgen (vgl. VCI, 2001b). Viele gefährliche Stoffe seien im Wirtschaftskreislauf derzeit unersetzlich. Das Zulassungssystem führe außerdem zu einer auswuchernden Bürokratie bzw. zu administrativer Überforderung. Der Umweltrat weist demgegenüber darauf hin, dass das Weißbuch lediglich vorsieht, vom derzeitigen System der Erlaubnis mit Verbotsvorbehalt zu einem Verbot mit Erlaubnisvorbehalt überzugehen. Gefährliche Eigenschaften eines Stoffes führen demnach zwar zunächst zu einem Verbot, es besteht jedoch ein Genehmigungsvorbehalt. Beim Nachweis geringer Exposition, mangelnder Substitutionsmöglichkeiten oder schwerwiegender sozioökonomischer Folgen soll eine Zulassung des Stoffes nicht ausgeschlossen sein. Eine generalisierende Betrachtungsweise im Rahmen des Zulassungsverfahrens kann dabei – wie oben bereits erwähnt (Tz. 350 f.) – unnötigen bürokratischen Aufwand verhindern.

Insgesamt dürften die zu erwartenden Kosten der Reform im Hinblick auf das generierte Wissen und die damit ermöglichten Vorsorgemaßnahmen in einem akzeptablen Rahmen liegen. Probleme für kleine und mittlere Unternehmen können durch Begleitmaßnahmen (s. Tz. 376) abgefedert werden. Die Reform birgt erhebliche Innovationschancen, die sich bei einer vollzugsfreundlichen Ausgestaltung des Zulassungsverfahrens mobilisieren lassen.

3.1.4.6 Fazit

378. Das Weißbuch bedeutet in wichtigen Punkten einen Schritt zur Verbesserung der Chemikalienkontrolle.

Einzelne Aspekte sollten jedoch nochmals überdacht werden. Dabei sollte unter anderem berücksichtigt werden, dass die zukünftige Chemikalienpolitik auch zur Erreichung der Ziele im Rahmen des OSPAR-Regimes beitragen muss.

Der Umweltrat schließt sich der Forderung des Umweltbundesamtes (UBA, 2001b, S. 3) an, die Verbesserungen im Altstoffbereich nicht mit Defiziten im Neustoffbereich zu erkaufen. Die Einrichtung eines vereinfachten Anmeldeverfahrens für Stoffe unter 1 t pro Jahr, wie von der Berichterstatterin des europäischen Parlaments gefordert, wäre daher zu begrüßen. Zumindest für Neustoffe sollte es bei der Registrierungsschwelle von 10 kg pro Jahr und der Pflicht zur Vorlage der Basisbeschreibung ab einer Produktions- bzw. Importmenge von 1 t pro Jahr bleiben (Tz. 347, 362).

Zu fordern ist außerdem, dass die Mengenschwellen nicht auf die Produktionsmenge einzelner Hersteller bzw. Importeure, sondern auf die Gesamtmenge eines Stoffes bezogen werden. In jedem Fall ist zu beachten, dass Risiken auch von in kleinsten Mengen produzierten Substanzen ausgehen können, weshalb das Mengenkonzept entsprechend flexibel gehandhabt werden sollte (Tz. 360 ff.).

Die Qualität der Datenermittlungen und Risikobewertungen der Industrie sollte durch geeignete Maßnahmen sichergestellt werden (Tz. 363). Neue Testmethoden zur schnelleren Identifizierung problematischer Substanzen müssen entwickelt und bestehende kontinuierlich verbessert werden. Dies betrifft insbesondere den Einsatz von Computermodellen für die Vorhersage der Eigenschaften von Chemikalien aufgrund ihrer Molekularstruktur (QSAR – Quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen) (Tz. 364).

Der Umweltrat begrüßt, dass mit dem vorgesehenen Zulassungsverfahren ein Verbot mit Erlaubnisvorbehalt und eine entsprechende Umkehr der Initiativ- und Beweislast eingeführt werden soll. Das Zulassungsverfahren sollte auf Stoffe mit endokriner und sensibilisierender Wirkung sowie auf PBT- und vPvB-Stoffe ausgeweitet werden. Solange die erwähnten Eigenschaften keine Kriterien für die Zulassungsbedürftigkeit darstellen, sollten die entsprechenden Substanzen außerhalb des Zulassungsverfahrens als prioritäre Stoffe behandelt werden (Tz. 366).

Maßgeblich für den Erfolg der Strategie ist vor allem, dass alles getan wird, um die Einhaltung der Fristen zu gewährleisten. Daher muss sichergestellt sein, dass ein Stoff nicht vermarktet oder verwendet werden darf, wenn der Anmelder seinen Informationspflichten nicht nachkommt (Tz. 359, 373).

Die im Weißbuch vorgesehenen Möglichkeiten der Information der Öffentlichkeit sind ein erster Schritt, sie reichen allerdings noch nicht aus. Der weitergehende Vorschlag des Rates der Europäischen Union, Hersteller, Verwender und Vertriebsunternehmen zu verpflichten, Auskunft über den Gehalt von Chemikalien in ihren Produkten zu geben und diese entsprechend zu kennzeichnen, ist zu begrüßen. Wenn es um die späteren Entscheidungen im Rahmen des Risikomanagements, z. B. um die Zulassung bestimmter Verwendungen eines Stoffes geht, erwähnt das Weißbuch eine Beteiligung der Öffentlichkeit jedoch nicht. Die Aufnahme von Vorschriften, die eine Öffentlichkeitsbeteiligung bei konkreten Maßnahmen der Kontrolle von Chemikalien vorsehen, wäre im Hinblick auf Transparenz und Akzeptanz der Entscheidungen wünschenswert (Tz. 373).

Grundsätzlich unterstützungswürdig ist die Forderung der Berichterstatterin des Europäischen Parlaments, die geplante Strategie auch auf Stoffe in Produkten zu erstrecken (Tz. 374).

3.1.5 Integrierte Produktpolitik

3.1.5.1 Grünbuch der Europäischen Kommission zur integrierten Produktpolitik

379. Umweltbezogene Produktpolitik ist weder auf europäischer noch auf der nationalen Ebene etwas an sich Neues (BLAK, 2001, S. 7 ff.). Allerdings agiert die Politik in diesem Bereich bislang ohne übergreifende Konzeption. Dies soll sich künftig ändern. Die Europäische Kommission hat im Februar 2001 mit ihrem „Grünbuch zur integrierten Produktpolitik“ erste konzeptionelle Überlegungen zur künftigen Gestaltung der europäischen Produktpolitik unter Umweltgesichtspunkten vorgelegt (Europäische Kommission, 2001a; zur Vorgeschichte SCHLIESSNER, 2001).

Als „integrierte Produktpolitik“ bezeichnet die Kommission eine Politik, die „das Ziel verfolgt, die Umweltauswirkungen von Produkten während ihres gesamten Lebenszyklus (...) zu verringern“ (Europäische Kommission, 2001a, S. 6). Der Problematik dieses Politikfeldes ist sich die Kommission offensichtlich bewusst. Was, wie viel und wie produziert wird, reguliert in marktwirtschaftlichen Systemen grundsätzlich nicht der Staat, sondern der Markt. Produktionsentscheidungen werden, nach bestmöglicher Einschätzung der Nachfrage, grundsätzlich dezentral von den Unternehmen getroffen. Zur Korrektur von Marktversagen sind anerkanntermaßen gewisse staatliche Interventionen notwendig; diese setzen aber traditionell, wie der klassische Umweltschutz der ersten Generation, eher am Rande der Produktionsprozesse an und greifen nur in Ausnahmefällen, beispielsweise durch Verbot eines besonders gefährlichen Stoffes, in den Kernbereich der Unternehmer- und Konsumentenfreiheit ein. Von diesem klassischen Modell der marginalen Intervention weicht das in den vergangenen Jahren zunehmend verfolgte Konzept eines produktionsintegrierten Umweltschutzes schon ein Stück weit ab, indem es für die Emissionsminderung bei Produktionsanlagen nicht mehr (nur) auf nachgeschaltete Reinigungstechniken, sondern auf eine möglichst verbrauchs- und emissionsarme Gestaltung des Produktionsprozesses selbst setzt (GRIEM, 2000). Schon dieses Konzept ist, wo es unmittelbar staatlich vorgegeben und durchgesetzt wird, mit einer nicht immer unproblematischen Intensivierung der Einwirkung auf unternehmerische Produktionsentscheidungen verbunden. Dieses Problem verschärft sich in dem Maße, in dem neben den Produktionsanlagen auch die Produkte ins Visier der Umweltpolitik geraten. Wenn – mit guten Gründen – die Notwendigkeit einer Politik gesehen wird, die intensiver als bisher auf die Gesamtheit der produktbezogenen Nachfrage- und Angebotsentscheidungen am Markt Einfluss nimmt, um dem Marktgeschehen insgesamt eine umweltverträglichere Richtung zu geben, stellt sich die Frage, wie dies bewerkstelligt werden kann, ohne die Freiheit der Marktteilnehmer und damit auch die Effizienzleistungen des Marktes weitgehend außer Kraft zu setzen.

3.1.5.1.1 Richtiger Ansatz – schwache Ausarbeitung

380. Das Grünbuch verfolgt den richtigen Ansatz, wenn es hervorhebt, dass eine zugleich ökologisch wirksame und marktwirtschaftskompatible Produktpolitik nicht mit irgendeinem Patentrezept, sondern nur mit einem sorgfältig abgestimmten Instrumentenmix möglich ist, und dass es vor allem darauf ankommt, so weit wie möglich die Marktkräfte selbst zu nutzen (Europäische Kommission, 2001a, S. 3, 11). Die weitere Ausarbeitung dieses richtigen Ansatzes bleibt allerdings teilweise hinter dem Stand der Diskussion zurück und gelangt über vage und inhaltlich unzureichende Konzepte nur in Randbereichen hinaus. Von den Umweltverbänden ist das Grünbuch mit Recht kritisch aufgenommen worden (EEB, 2001).

Die Kommission geht davon aus, dass umweltbezogenes Marktversagen am wirkungsvollsten über den Preismechanismus korrigiert werden kann. Das noch einschneidendere Instrument des Ver- oder Gebots, das trotz grundsätzlicher Vorzugswürdigkeit marktnaher Instrumente gelegentlich auch in der Produktpolitik sinnvoll sein kann (KRÄMER, 2000, S. 242 f.), bleibt damit in den Überlegungen der Kommission von vornherein außer Betracht. Ordnungsrechtliche Instrumente, auf deren Unverzichtbarkeit das Europäische Beratende Forum für Umwelt und nachhaltige Entwicklung in einer Stellungnahme zur integrierten Produktpolitik hingewiesen hat (European Consultative Forum on the Environment and Sustainable Development, 2000, S. 5), spielen im Grünbuch der Kommission praktisch keine Rolle. Im Hinblick auf die besondere Wirksamkeit des Preismechanismus betont die Kommission, dass die „mit einem Produkt verbundenen externen Kosten“, insbesondere also die nicht im Produktpreis widergespiegelten Umweltkosten, „so weit wie möglich quantifiziert werden“ sollten, um auf dieser Grundlage Maßnahmen zur verursachergerechten Internalisierung der externen Kosten in den Produktpreis zu entwickeln. Die tatsächlichen externen Kosten werden sich allerdings, wie die Kommission feststellt, „nicht so einfach ermitteln lassen“; auch sei es nicht immer leicht, zur Durchsetzung einer verursachergerechten Kostenanlastung „allgemein akzeptierte politische Maßnahmen zu entwickeln“ (Europäische Kommission, 2001a, S. 13). Sowohl den bekannten methodischen Problemen der Berechnung externer Kosten, die das Ziel einer präzisen Kosteninternalisierung illusorisch erscheinen lassen, als auch den Problemen der politischen Durchsetzbarkeit von Preislösungen begegnet die Kommission damit eher resignativ als mit einer offensiven Ausschau nach Lösungsstrategien, zu denen auch eine Absenkung der formulierten überhöhten Ansprüche an ökonomische Berechenbarkeit und politische Akzeptanz gehören müsste. Die wenigen preislichen Maßnahmen, die die Kommission überhaupt näher betrachtet, bleiben vage und werden teilweise eher als Beispiele theoretisch bestehender Möglichkeiten, denn als konkrete Vorschläge präsentiert. Die konkreteste Überlegung geht dahin, dass eine Senkung der Mehrwertsteuersätze für Produkte, die das europäische Umweltzeichen tragen, erwogen wird. Insgesamt fallen die Ausführungen zum Preismechanismus knapp

aus (zwei von siebenunddreißig Seiten) und entsprechen nach Reichweite und Konkretisierungsgrad in keiner Weise dem Gewicht, das dem „wirksamste(n) Instrument zur Umstellung des Marktes auf umweltfreundlichere Produkte und Dienstleistungen" (Europäische Kommission, 2001a, S. 3) zukommen sollte.

381. Beträchtlich größeren Raum nehmen die Überlegungen der Kommission zu den weicheren Steuerungsinstrumenten ein: von der Verbraucherinformation über die Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten bei der öffentlichen Beschaffung, Institutionalisierung von Umweltmanagement- und Betriebsprüfungssystemen, „Produktpanels", Forschungs- und Entwicklungsförderung und Einsatz der Fördermöglichkeiten des LIFE-Programms bis hin zur Förderung unternehmensinterner Strategien wie Umweltgesamtrechnung und Umweltberichterstattung. Dass weiche Steuerungsinstrumente in der Produktpolitik einen hohen Stellenwert haben müssen, ist unbestritten (näher FÜHR, 2001). Auch hier bleiben allerdings die Vorstellungen umso vager, je eher das jeweilige Instrument mit kurzfristigen Wirtschaftsinteressen in Konflikt geraten könnte.

So schlägt sich z. B. die berechtigte Forderung, Verbraucher müssten „einen leichten Zugang zu verständlichen, relevanten, verlässlichen Informationen" haben, nicht in konkreten hierauf gerichteten Vorschlägen nieder. In Bezug auf Produktkennzeichnungen etwa erklärt die Kommission lediglich, ihre Umweltkennzeichnungsstrategie überarbeiten zu wollen. Großes Gewicht legt die Kommission auf die Erstellung und den Vergleich produktbezogener Lebenszyklus-Informationen (Europäische Kommission, 2001a, S. 15 ff.). Hier wie auch in anderen Punkten unterscheidet die Kommission aber nicht deutlich zwischen Maßnahmen des umweltbezogenen Produktmanagements, d. h. produktbezogenen Maßnahmen der Hersteller und anderer relevanter Akteure, wie sie z. B. im „Handbuch Umweltcontrolling" (BMU und UBA, 2001, insb. S. 255 ff.) systematisch dargestellt sind, und Maßnahmen der integrierten Produktpolitik, d. h. staatlichen bzw. supranationalen Maßnahmen, die auf die Verbesserung des umweltbezogenen Produktmanagements der relevanten Akteure gerichtet sind (zu dieser Unterscheidung CHARTER et al., 2001, S. 103). Das anspruchsvolle Instrument der Ökobilanz *(life cycle analysis)* wird mit Recht als „weder unkompliziert noch billig" qualifiziert. Die Kommission hebt hervor, dass die für eine vollständige Ökobilanz erforderlichen Daten oft nicht verfügbar sind, und empfiehlt deshalb, auf vereinfachte Weise mit vorhandenen oder leicht zugänglichen Schlüsselinformationen zu arbeiten. Die methodischen Probleme der Produkt-Ökobilanzierung liegen allerdings keineswegs nur darin, dass die nötigen Informationen nicht leicht zu beschaffen sind (PANT et al., 1998; SPILLER, 1996, S. 347 ff.; RUBIK und TEICHERT, 1997, S. 64 ff.), und sind daher auch nur sehr begrenzt durch Vereinfachung lösbar. Offen bleibt, wo und wie die europäische Produktpolitik über bloße Fördermaßnahmen hinaus dazu beitragen soll, dass vereinfachte Ökobilanzen oder sonstige orientierende Datensätze zu umweltrelevanten Produkteigenschaften sachgerecht eingesetzt werden und tatsächlich die ihnen von der Kommission beigemessene Bedeutung erlangen. Verpflichtungen zur Erstellung von Ökobilanzen im Rahmen der Produktentwicklung, die vor allem in Kombination mit entsprechenden Offenlegungspflichten als wirkungsvolles selbstregulatives Instrument eingesetzt werden könnten (dazu REHBINDER und SCHMIHING, 2000, S. 86 ff., 98 ff., m. w. N.; vgl. auch §§ 10 I, 119, 464 UGB-KomE), werden nicht ausdrücklich ins Auge gefasst. Nur im Zusammenhang mit informationspolitischen Überlegungen wird erkennbar, dass die Kommission über freiwillige Lösungen hinaus auch Verpflichtungen der Produktentwickler zur Erstellung bilanzieller Datensätze zumindest nicht ausschließt. Die „Erstellung und den Vergleich leicht zugänglicher Lebenszyklusdaten" betrachtet die Kommission als Priorität (Europäische Kommission, 2001a, S. 20) und gibt in diesem Zusammenhang den Hinweis, ein „mögliches Instrument" bestehe darin, „Produzenten zu verpflichten und/oder dazu zu bewegen, Schlüsselinformationen der gesamten Produktkette auch den Verbrauchern zur Verfügung zu stellen" (Europäische Kommission, 2001a, S. 21, Tz. 373). Eine interessante konkretere Überlegung im Bereich der Informationspolitik geht dahin, dass bei der Überarbeitung der EG-Richtlinie über irreführende Werbung auf die ISO-Norm 14021 über Herstellerangaben zur Umweltfreundlichkeit von Produkten als Standard für korrekte Verbraucherinformation Bezug genommen werden könnte (Europäische Kommission, 2001a, S. 17; s. Tz. 78 ff.).

3.1.5.1.2 Technische Normen im Rahmen der „Neuen Konzeption" als Instrument der europäischen Produktpolitik

„Neue Konzeption"

382. Besondere Aufmerksamkeit verdient der Vorschlag, die europäische Normung – d. h. die Produktion so genannter technischer Normen durch private Verbände wie das CEN, die europäische Parallelinstitution zum deutschen DIN, – verstärkt auf die Umweltfreundlichkeit von Produkten auszurichten und in diesem Zusammenhang den Harmonisierungsmechanismus des „neuen Konzepts" zu nutzen (Europäische Kommission, 2001a, S. 24 ff.). Hier geht es um das in der Praxis bislang wichtigste produktbezogene Steuerungsinstrument der EU. Mit dem „neuen Konzept" ist die 1985 beschlossene „Neue Konzeption auf dem Gebiet der technischen Harmonisierung und der Normung" gemeint (Europäischer Rat, 1985). Dabei handelt es sich um eine Strategie zur beschleunigten Harmonisierung europäischer Produktstandards. Die Verkehrsfähigkeit von Produkten im europäischen Markt wird behindert, wenn in den Mitgliedstaaten der EU unterschiedliche gesetzliche oder sonstige normativ verbindliche Anforderungen an Produkte herrschen. Die Harmonisierung der Produktstandards mit den üblichen Mitteln der europäischen Rechtsetzung – vor allem also mit dem Instrument der Richtlinie – hätte aber die rechtsetzenden Institutionen hoffnungslos überfordert und einen viel zu langen Zeitraum in Anspruch genommen. Ein funktionsfähiger europäischer Binnenmarkt

wäre auf diese Weise nicht oder jedenfalls nicht innerhalb eines überschaubaren Zeitraums realisierbar gewesen.

Die „Neue Konzeption", die zur Lösung dieses Problems entwickelt worden ist, sieht deshalb vor, dass die europäische Rechtsetzung sich auf die Formulierung allgemein gehaltener grundlegender Anforderungen an Produkte beschränken und die Konkretisierung dieser Anforderungen den europäischen Normungsverbänden CEN, CENELEC und ETSI übertragen kann (zum Normungsverfahren dort s. SRU, 1996, Tz. 831 ff.). Für Produkte, die einer solchen konkretisierenden europäischen Norm entsprechen, gilt dann die Vermutung, dass sie auch den grundlegenden Anforderungen der zugrunde liegenden europäischen Richtlinie entsprechen. Diese Vermutung kann zwar von einem Mitgliedstaat, der die konkretisierende europäische Norm für nicht ausreichend hält, in einem besonderen Verfahren, dem so genannten Schutzklauselverfahren, der Kommission gegenüber widerlegt werden. Abgesehen von diesem besonderen Verfahren, in dem der betreffende Mitgliedstaat die volle Darlegungs- und Beweislast trägt, sichert die Einhaltung einer nach der Neuen Konzeption zustande gekommenen europäischen Produktnorm die Verkehrsfähigkeit des Produkts im gesamten Binnenmarkt. Zugleich sind folglich die Mitgliedstaaten gehindert, an Produkte in ihrem Hoheitsgebiet höhere Anforderungen zu stellen als diejenigen, die die europäische Normung vorsieht (näher BT-Drs. 13/6450; FELDHAUS, 2000, S. 183 ff.; SCHULTE, 1998; DI FABIO, 1996; ROSSNAGEL, 1996; RÖNCK, 1995; von DANWITZ, 1995).

Unverzichtbarkeit der Delegation von Normungsaufgaben

383. Zu der Delegation von Aufgaben an die privatverbandliche Normung, die im Rahmen der „Neuen Konzeption" praktiziert wird, gibt es kaum eine praktikable grundsätzliche Alternative. Der bestehende Normierungsbedarf überfordert die regulären Rechtsetzungsinstanzen. Eine vollständige Verlagerung dieser Aufgabe in die üblichen Gesetzgebungs- oder exekutivischen Rechtsetzungsverfahren wäre jedenfalls nicht mit dem wünschenswerten demokratischen Legitimitätsgewinn verbunden, weil bei der Menge und Spezialität des Normierungsbedürftigen eine wirkliche inhaltliche Befassung und damit eine substanzielle Übernahme demokratischer Verantwortung selbst bei maximaler Arbeitsteilung innerhalb der parlamentarischen und exekutivischen Entscheidungsinstanzen nicht möglich wäre.

Regelung und Berücksichtigung von Umweltbelangen in der Normung

384. Allerdings sind hinsichtlich der Übertragbarkeit von Regelungsaufgaben auf die privatverbandliche Normung Differenzierungen angebracht. Für eine Delegation an die privatverbandliche Normung besonders geeignet sind Regelungsaufgaben, bei denen das öffentliche Regulierungsinteresse und die Interessen der Wirtschaft, von der die privatverbandliche Normung im Wesentlichen getragen wird, weitgehend übereinstimmen. Dies ist beispielsweise in Standardisierungsangelegenheiten der Fall, in denen es weniger auf den Inhalt der getroffenen Regelung als darauf ankommt, dass überhaupt ein einheitlicher Standard festgelegt wird (z. B. Standards, die wechselseitige Kompatibilität von Produkten sicherstellen). Dasselbe gilt weitgehend auch infragen der Produktsicherheit. An der Sicherheit ihrer Produkte hat die Industrie, jedenfalls soweit es um die Vermeidung potenziell haftungsauslösender und imagebeeinträchtigender Schäden geht, grundsätzlich ein eigenes Interesse. Das Regulierungsmodell der „Neuen Konzeption" ist vor allem in diesem Bereich erfolgreich eingesetzt worden. Daraus kann aber nicht auf eine Übertragbarkeit auf die Harmonisierung von Umweltstandards geschlossen werden. In Umweltangelegenheiten trifft die Delegation von Harmonisierungsaufgaben an die privaten Normungsorganisationen auf eine ganz andere Interessenkonstellation. Die angemessene Berücksichtigung von Umweltbelangen kann hier leicht an tendenziell gegenläufigen einzelwirtschaftlichen Interessen der beteiligten Wirtschaftskreise scheitern.

Die Ergebnisse mehrerer Normungsmandate, mit denen die Harmonisierung von Standards für umweltfreundliche Verpackungen gemäß der Verpackungsrichtlinie (94/62/EG) an die europäische Normungsorganisation CEN delegiert worden ist, sind dementsprechend unzureichend ausgefallen. Die mandatierten Standards sind im Juli 2001 zum größeren Teil von der Europäischen Kommission als den Anforderungen der Richtlinie nicht entsprechend zurückgewiesen worden (Europäische Kommission, 2001b). Die Zurückweisung, die aufgrund von Einwänden einzelner Mitgliedstaaten nach Artikel 9 IV der Verpackungsrichtlinie erfolgte, zeigt aber immerhin, dass gegen verfehlte Normungsergebnisse wirksame Vorkehrungen getroffen werden können.

385. In der Praxis sind außerdem die institutionellen Voraussetzungen für eine adäquate Berücksichtigung von Umweltbelangen in der Normung auf der europäischen Ebene noch weitaus ungünstiger als auf der nationalen. Auf nationaler Ebene ermöglicht die prinzipielle Beteiligungsoffenheit der Normungsverfahren eine pluralistische Zusammensetzung der Ausschüsse, in denen die Normungsarbeit stattfindet. Die Möglichkeiten der Beteiligung von Umweltinteressen sind allerdings durch Ressourcenknappheit auf Seiten der Umweltverbände faktisch bereits auf der nationalen Ebene begrenzt (GOLDING, 2000, S. 120 ff.). Immerhin wird die Vertretung von Umweltbelangen in Deutschland aber durch verschiedene institutionelle Arrangements und Fördermaßnahmen gezielt und wirksam unterstützt; zu nennen sind hier vor allem die Einrichtung der Koordinierungsstelle Umweltschutz beim DIN, der ebenfalls auf der Grundlage einer Vereinbarung zwischen dem Bundesumweltministerium und dem DIN institutionalisierte „Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS)" und die staatliche Förderung des „Koordinierungsbüros Normung der Umweltverbände" beim BUND (näher FELDHAUS, 2000, S. 175 f.; VOELZKOW, 2000, S. 133). Die Funktionsfähigkeit dieser Mechanismen für eine bessere Integration des Umweltschutzes in die

Normung stößt allerdings an Grenzen, weil den Umweltverbänden und den zuständigen öffentlichen Stellen die nötigen personellen Ressourcen fehlen. Für Mitarbeiter des Umweltbundesamtes beispielsweise ist die Beteiligung an der Normung häufig nur als ein zusätzliches Freizeitengagement möglich.

386. Auf der europäischen Ebene sind vergleichbare Chancen für eine angemessene Berücksichtigung von Umweltinteressen bislang nicht institutionalisiert und auch sehr viel schwerer institutionalisierbar, weil hier der Pluralismus der Nationalitäten vorherrscht. Die Normungsausschüsse sind mit Vertretern der nationalen Normungsorganisationen besetzt. Seit 1992 können sich „repräsentative europäische Organisationen“ wie z. B. Umweltverbände zwar als „assoziiertes Mitglied“ an den Normungsaktivitäten des Comité Européen de Normalisation (CEN) beteiligen; dieser Assoziationsstatus verschafft aber nur ein Mitberatungsrecht, kein Stimmrecht. Auch auf europäischer Ebene wurde in jüngerer Zeit eine Reihe von Maßnahmen zur Stärkung des Umweltschutzes und anderer Allgemeinwohlbelange in der Normung ergriffen. Hervorzuheben ist die Gründung eines *Strategic Advisory Body on Environment* (SABE), und, vorerst befristet, eines *CEN Environmental Helpdesk* (CEN/EHD), deren Funktionen sich mit denen der Koordinierungsstelle Umweltschutz beim DIN vergleichen lassen (näher FELDHAUS, 2000, S. 186; LEHMANN, 2000, S. 112 f.; VOELZKOW, 2000, S. 138 f.). Hinzu kommt die Aufnahme eines Kapitels mit Richtlinien für die Berücksichtigung von Umweltaspekten in das CEN-Systemhandbuch, in dem die Regeln für die Erarbeitung europäischer Normen zusammengestellt sind (FALKE, 2001, S. 320). Diese unterstützenden Maßnahmen bedeuten einen wichtigen Fortschritt für die Integration von Umweltbelangen in die Normung. Bei häufig fehlenden klaren umweltbezogenen Vorgaben in den zugrunde liegenden Richtlinien und angesichts der bestehenden Beteiligungs- und Stimmrechtsverhältnisse können sich diese unterstützenden Maßnahmen allerdings nur begrenzt auswirken. Sie sind außerdem in ihrer Reichweite prinzipiell dadurch begrenzt, dass es sich um ein reines Unterstützungsangebot handelt. Entscheidend ist letztlich, dass die Normungsausschüsse dieses Angebot auch aufgreifen und die geltend gemachten Umweltgesichtspunkte berücksichtigen. Wie die bisherige Bilanz des *CEN Environmental Helpdesk* zeigt, ist die Bereitschaft dazu nur begrenzt gegeben. Nach 18 Monaten haben erst 14 der kontaktierten Arbeitsgruppen positiv auf das Hilfsangebot des *CEN Environmental Helpdesk* reagiert (CEN/SABE, 2000).

387. Generell lässt die Transparenz der Normungsverfahren zu wünschen übrig (GOLDING, 2000, S. 125; SCHULTE, 1998, S. 489, m. w. N.). Zwar sind Normentwürfe nicht geheim; sie können – bei europäischen Normen im Zuge der Beteiligung der nationalen Normungsorganisationen – im Prinzip von jedermann eingesehen und kommentiert werden. Faktisch scheitert dies aber weitgehend am hohen Preis der entsprechenden Publikationen. Selbst die einmal beschlossenen Normtexte werden trotz ihrer weit reichenden rechtlichen Konsequenzen nicht amtlich publiziert und sind faktisch nicht frei zugänglich, sondern können nur käuflich erworben werden – zu Preisen, die einen Erwerb durch nichtkommerzielle Interessenten weitgehend ausschließen. Die Zusammensetzung der einzelnen Normungsgremien und der Gang der Entscheidungsfindung – Abstimmungsergebnisse, Minderheitsvoten, Protokolle – werden überhaupt nicht in einer der Öffentlichkeit zugänglichen Weise dokumentiert. Da die Finanzierung der Normungsarbeit bislang weitgehend am Verkauf der Normen über Verlagspublikationen und damit an der Entgeltlichkeit des Zugangs zu den Normtexten hängt, wird sich die Transparenz der Normung nur auf der Grundlage eines verstärkten staatlichen Engagements für die Finanzierung der Normungsarbeit verbessern lassen.

388. Die Umweltminister der EG-Mitgliedstaaten haben die integrierte Produktpolitik im Mai 1999 bei einem informellen Treffen in Weimar erörtert und geeignete Mechanismen zur besseren Einbeziehung von Umwelterwägungen in die europäische Normung gefordert, – unter anderem eine verstärkte Einbeziehung von Nichtregierungsorganisationen in den europäischen Normungsprozess (BMU, 2000, S. 193). Diese Anregungen sind in das Grünbuch aber nur in sehr schwacher Form eingeflossen. Über Möglichkeiten, die Rolle des *CEN Environmental Helpdesk* auszubauen und zu verbessern, werden nach Auskunft des Grünbuchs „derzeit Diskussionen ... geführt.“ In Erwägung gezogen wird die Erarbeitung von „Umweltleitlinien für die Formulierung neuer und die Anwendung bestehender Produktnormen“. Eine „Beteiligung der Bürgergesellschaft“ wird ebenfalls ins Auge gefasst (Europäische Kommission, 2001a, S. 25). Im April 2001 hat die Kommission eine Ausschreibung für ein Technisches Büro vorgenommen, das die Interessen der Umwelt im Standardisierungsprozess schützen soll. All dies sind Anzeichen für eine wachsende Einsicht der Kommission, dass auf diesem in der Praxis weitaus wichtigsten Feld der europäischen Produktpolitik wesentliche Voraussetzungen für eine ausreichende demokratische Legitimation und eine angemessene Berücksichtigung von Umweltschutzbelangen erst noch geschaffen werden müssen:

– Unabdingbar sind insbesondere grundlegende Verbesserungen der faktischen Verfahrenstransparenz (s. die Vorschläge in Bundestagsdrucksache 13/6450, S. 59 f.) und eine weiter verbesserte institutionelle und finanzielle Förderung für die Einbeziehung von Umweltinteressen. Zustimmung zur weiteren Harmonisierung europäischer Produktstandards gemäß der „Neuen Konzeption“ sollte an kontinuierliche Fortschritte in diese Richtung gekoppelt werden.

– Im Zuge einer intensivierten umweltorientierten Produktpolitik sollte auch die Übertragung umweltbezogener Harmonisierungsaufgaben auf die privaten Normungsverbände nicht von vornherein ausgeschlossen werden. Dabei muss aber der besonderen Problematik von Delegationen in diesem Bereich (Tz. 383) Rechnung getragen werden. Auch und insbesondere bei europäischen Richtlinien, die mit dem Harmonisierungsansatz der „Neuen Konzeption“ arbeiten, sollte

daher von deutscher Seite verstärkt darauf geachtet werden, dass die unter Umweltgesichtspunkten wesentlichen produktpolitischen Entscheidungen in den Richtlinien selbst getroffen werden. Soweit elementare Anforderungen an eine umweltgerechte Produktgestaltung ohne unverhältnismäßige Einschränkung unternehmerischer Gestaltungsspielräume und davon abhängiger Innovationspotenziale auch bereits auf der Ebene der Richtlinien inhaltlich fixierbar sind, sollte dieser Weg bevorzugt werden. Dies betrifft insbesondere elementare technische Anforderungen, zu denen es erkennbar keine vernünftige Alternative gibt, wie z. B. den Verzicht auf leicht substituierbare besonders problematische Stoffe oder Komponenten, und zielbezogene Anforderungen, die unterschiedliche Gestaltungsmöglichkeiten offen lassen. Auf der Richtlinienebene müssen außerdem Mechanismen zur Abwehr unzureichender Normungsergebnisse institutionalisiert sein (vgl. Tz. 384). Bislang finden sich umweltbezogene Anforderungen in europäischen Produktrichtlinien bloß vereinzelt und überwiegend nur in sehr allgemeiner Form (näher KLINDT, 2001, S. 322 ff.). In der geplanten Richtlinie über die Umweltauswirkungen von Elektro- und Elektronikgeräten, für die die Kommission im Februar 2001 einen Arbeitsentwurf vorgelegt hat (Europäische Kommission, 2001c), wird erstmals versucht, eine umweltgerechtere Produktentwicklung durch Verpflichtungen zu einem umweltbezogenen Produktmanagement anzustoßen (Abschn. 4.2.6). Im Vergleich zur bis lang vorherrschenden Abwesenheit umweltbezogener Vorgaben in Produktrichtlinien ist dies ein Fortschritt. Die Verpflichtung der Hersteller, in der Produktentwicklung umweltbezogene Prüfungen anzustellen und deren Ergebnisse zu dokumentieren, stellt allerdings nicht sicher, dass ein bestimmtes Niveau an umweltbezogener Produktgestaltung auch tatsächlich erreicht wird.

3.1.5.2 Verbesserte Politikintegration als Voraussetzung einer wirksamen europäischen Produktpolitik

389. Fragen der Produktpolitik sind in Europa Fragen des Binnenmarktes. In diesen Fragen haben die Mitgliedstaaten nur noch inhaltlich eingeschränkte und durch besondere verfahrensmäßige Anforderungen beschränkte Kompetenzen (s. Artikel 95 IV-VI EGV). Eine wirksame regulative Produktpolitik wird daher immer mehr nur noch als europäische Produktpolitik möglich sein. Die wichtigste verbleibende Rolle der nationalen Produktpolitik ist die eines Reservoirs von Anregungen und Anstößen für die europäische Produktpolitik, die solche Anregungen und Anstöße entweder aufnehmen oder dulden oder als unzulässige Behinderungen des Binnenmarktes verwerfen kann. Das Grünbuch zur integrierten Produktpolitik macht allerdings deutlich sichtbar, dass die Chancen für eine wirksame umweltbezogene Produktpolitik in Europa derzeit nicht gut stehen. Der Schwerpunkt der Überlegungen des Grünbuchs liegt bei weichen Instrumenten bis hin zur Planung von Workshops, die der Ideenfindung, Informationsverbesserung und Bewusstseinsbildung dienen sollen – also gerade dort, wo am ehesten auch noch die Mitgliedstaaten je für sich handlungsfähig sind. Wenig Konkretes, zum Teil sogar überhaupt nichts enthält das Grünbuch dagegen zu den handfesteren regulativen Instrumenten, bei denen die Kompetenzen der Mitgliedstaaten bereits erheblich eingeschränkt sind und die auch aus wettbewerbspolitischen Gründen vorzugsweise auf der europäischen Ebene eingesetzt werden sollten. Insgesamt zeichnet das Grünbuch sich durch eine Kombination von vage-anspruchsvollen Zielvorstellungen und schwacher Umsetzung in konkrete maßnahmen- und wirkungsorientierte Konzepte aus. Einer der Gründe für diese Schwäche dürfte in den Kompetenzverhältnissen innerhalb der Kommission liegen. Für die Produktpolitik ist, weil hier Warenverkehr und Wettbewerb auf dem europäischen Markt berührt sind, federführend die Generaldirektion Industrie mit ihrer traditionellen Ausrichtung auf Wirtschafts- und Wettbewerbsinteressen im engeren Sinne zuständig, nicht dagegen die an der Formulierung einer wirksamen integrierten Produktpolitik primär interessierte Generaldirektion Umwelt (näher dazu KRÄMER, 2001, S. 233 f.). Fortschritte auf diesem Gebiet sind daher eng verknüpft mit Fortschritten in der Bemühung um eine allgemein verbesserte Integration der Umweltpolitik in die anderen Politikbereiche der Gemeinschaft (SMITH, 2000, S. 29; vgl. Tz 255 ff.). Dies erfordert eine verbesserte Politikintegration auch auf nationaler Ebene.

3.1.5.3 Zur weiteren Entwicklung der europäischen Produktpolitik

390. Bezieht man, wie die Kommission es in ihrem Grünbuch ins Auge fasst, in den Produktbegriff im Prinzip auch Dienstleistungen ein (oder schließt sie zumindest nicht a priori aus), sind von den Lenkungsansprüchen einer umweltbezogenen Produktpolitik potenziell alle Wirtschaftsabläufe erfasst. Die daraus folgenden Probleme der Vereinbarkeit umweltbezogener Produktpolitik mit marktwirtschaftlichen Grundsätzen wurden oben schon angesprochen (Tz. 379). Es folgt daraus aber auch, dass die Produktpolitik eine so komplexe Angelegenheit ist, dass sie einer vernünftigen inhaltlichen Steuerung auf der Ebene allgemeiner politischer Programme und Konzepte nur begrenzt zugänglich ist. Konkrete politische Handlungsstrategien können sinnvoll nur für konkrete Produkt- oder Konsumbereiche unter Berücksichtigung der jeweiligen Zielgruppen, ihrer Interessenlage und ihres Informationsstandes, der gegebenen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen, Substitutionsmöglichkeiten usw. entwickelt werden (s. z. B. für bereichsspezifische Analysen HAGEMANN und SIMSHÄUSER, 2000). In der allgemeinen Form eines Konzept- oder Strategiepapiers kann, neben der Mobilisierung von Aufmerksamkeit, vernünftigerweise nur geklärt werden,

– welcher Art die grundsätzlichen Anreiz- und Steuerungsprobleme sind, mit denen man es zu tun hat,
– was die Vor- und Nachteile der verschiedenen in Betracht kommenden politischen Steuerungsinstrumente

oder Instrumentenkombinationen sind, über deren konkrete Anwendung dann sinnvoll nur bereichsweise – im Rahmen eines allgemeinen Konzeptpapiers daher allenfalls exemplarisch – geurteilt werden kann,

– ob die Organisation der politischen Entscheidungsprozesse geeignet ist, für die festgestellten grundsätzlichen Anreiz- und Steuerungsprobleme vernünftige Lösungen zu produzieren, bzw. welche Verbesserungen hier notwendig sind, und

– welchen Produktgruppen die Politik sich prioritär zuwenden sollte.

Dass das Grünbuch der Kommission in den beiden erstgenannten Hinsichten wenig bietet und in den beiden zuletzt genannten überhaupt nichts, ist bedauerlich. Eine europäische Produktpolitik existiert jedoch unabhängig davon, und kann auch unabhängig davon weiter entwickelt werden, dass es der Kommission mit ihrem Grünbuch nicht gelungen ist, die Produktpolitik in überzeugender Weise als ein eigenständiges Politikfeld mit leistungsfähiger eigener Programmatik zu etablieren. Die Problemstrukturen, mit denen eine umweltorientierte Produktpolitik es zu tun hat, sind bekannt und instrumentelle Fragen eingehend analysiert (s. statt vieler BRANDT und RÖCKEISEN, 2000; FÜHR, 2000; KUCK und RIEHL, 2000, m. w. N.; RUBIK und TEICHERT, 1997, S. 150 ff.;). Es gibt weitaus mehr ungedeckten Handlungs- als Wissensbedarf. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, ihre eigenen Anstrengungen zur Verbesserung der umweltbezogenen Produktpolitik auf europäischer wie auf nationaler Ebene zu richten auf

– die Verbesserung der Politikkoordination, insbesondere im Verhältnis zwischen den Wirtschafts- und den Umweltressorts (Tz. 389),

– die Sicherung hoher Standards und angemessener Entscheidungsstrukturen in der produktbezogenen Normung, wobei die wesentlichen Vorgaben für den produktbezogenen Umweltschutz weiterhin durch Rechtsvorschriften getroffen und nicht der privatverbandlichen Normung überlassen bleiben sollten (Tz. 387 f.),

– die Gewährleistung von Mindeststandards an umweltbezogener Produktqualität durch ordnungsrechtliche Vorgaben, wie z. B. Verbote besonders gefährlicher Stoffe, Emissionsgrenzwerte und Ähnliches,

– die Gewährleistung umweltbezogener Markttransparenz mit Instrumenten, die eine möglichst unaufwendige und leicht rezipierbare Information der Verbraucher über umweltrelevante Produkteigenschaften gewährleisten (Tz. 381),

– den Einsatz ökonomischer Instrumente zur Tendenzsteuerung in Richtung auf Langlebigkeit, Verringerung der Materialintensität, Verringerung des Schadstoffgehalts, Verringerung der Verbrauchswerte, Wiederwendbarkeit und Recyclingfreundlichkeit von Produkten oder Produktgruppen, und

– eine diesbezügliche, auf begründete Prioritätensetzungen aufbauende politische Programmplanung, die auch der Industrie frühzeitige Orientierung im Hinblick auf Innovationsbedarf vermittelt (Tz. 49). Eine solche Programmplanung zeichnet sich in dem vorgelegten Grünbuch der Kommission noch nicht ab und sollte im nächsten Schritt entwickelt werden.

3.1.6 Neuer Gemeinschaftsrahmen für staatliche Umweltschutzbeihilfen

3.1.6.1 Die EU-Beihilfekontrolle

391. Beihilfen für Unternehmen beeinflussen Produktionskosten und Marktbedingungen und können damit zu Wettbewerbsverzerrungen führen, die den Interessen des Gemeinsamen Marktes zuwiderlaufen. Aus diesen Gründen schränken die Artikel 87 ff. (Ex-Artikel 92 ff.) EG-Vertrag (EGV) die Zulässigkeit staatlicher Beihilfen ein. Unter die Artikel 87 ff. EGV fallen auch Beihilfen im Bereich des Umweltschutzes. Der Beihilfebegriff ist dabei weit zu verstehen; es fallen darunter nicht nur direkte Subventionen, sondern auch Steuernachlässe, Zinsvergünstigungen und andere Leistungen oder Entlastungen jeglicher Art, die bestimmten Unternehmen von staatlicher Seite ohne adäquate Gegenleistung gewährt werden (näher HÄRTEL, 2001, S. 382 ff.; RODI, 2000, S. 39 f., 153 ff.). Die Überprüfung der Vereinbarkeit von Beihilfen mit den Regelungen des EG-Vertrages ist Sache der Europäischen Kommission.

Um den Mitgliedstaaten Hinweise und sich selbst Leitlinien für die Beurteilung von Umweltschutzbeihilfen im Rahmen ihrer Beihilfekontrolle zu geben, hat die Europäische Kommission einen Gemeinschaftsrahmen für staatliche Umweltschutzbeihilfen erstellt. 1994 wurde der erste Gemeinschaftsrahmen angenommen, der nach Verlängerung mit dem Jahr 2000 auslief. Am 3. Februar 2001 trat der zweite Gemeinschaftsrahmen in Kraft (Europäische Kommission, 2001), der bis 2007 Gültigkeit besitzt und vornehmlich die veränderte Situation im Energiesektor sowie neue Arten von Betriebsbeihilfen berücksichtigt. Insbesondere seit der Formulierung des Kyoto-Protokolls haben nämlich einige Mitgliedstaaten Interventionen im Energiesektor unternommen, verbunden mit Steuerermäßigungen oder -befreiungen, die den Charakter indirekter Beihilfen haben. Darunter fallen in Deutschland zum Beispiel die begünstigenden Sonderregelungen im Gesetz zum Einstieg in die ökologische Steuerreform.

Die Bundesregierung hat – wie auch die Regierungen anderer Mitgliedstaaten – im Vorfeld mehrfach Kritik an der geplanten Neufassung des Umweltbeihilferahmens geübt, eine großzügigere Zulassung von Umweltbeihilfen eingefordert und mit Recht darauf hingewiesen, dass bei der Vergabe EU-eigener Beihilfen keine vergleichbaren Maßstäbe angelegt werden. Insgesamt konnten aber nur wenige Zugeständnisse erreicht werden (s. zur Vorgeschichte EWRINGMANN und THÖNE, 2001, S. 41 ff.).

3.1.6.2 Grundsätzliche Fragen des Verhältnisses von Umweltschutz und Wettbewerb

392. Die Europäische Kommission geht davon aus, dass die wettbewerbskonforme Antwort auf Probleme, die durch eine übermäßige Umweltnutzung entstehen, in der Internalisierung der verursachten Umweltkosten besteht. Umweltbeihilfen werden demgegenüber als im Grundsatz nicht wettbewerbskonform missbilligt. Angesichts der bestehenden Möglichkeit, Umweltproblemen durch Kosteninternalisierung auf wettbewerbskonforme und verursachergerechte Weise zu begegnen, sollen Beihilfen daher nur noch in eng begrenzten Ausnahmefällen zulässig sein.

393. Diese Prämissen der Kommission sind aus umweltpolitischer und wettbewerbspolitischer Sicht gleichermaßen unplausibel. Die Internalisierung externer Kosten ist in der Theorie ein geeignetes und in der Tat wettbewerbskonformes Mittel zur Lösung von Umweltproblemen. Die praktische Anwendung dieses Instruments bereitet aber bekanntlich Schwierigkeiten. Kosteninternalisierung würde eine genaue Kenntnis der Vermeidungs- und Schadenskosten voraussetzen. Hierbei entstehen jedoch vielfache Informations- und Bewertungsprobleme (unter anderem MICHAELIS, 1996, S. 10 ff.), die noch dadurch verschärft werden, dass unter dem Ziel der dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung auch Schädigungen in zukünftigen Perioden bereits heute berücksichtigt werden müssen. Das Konzept der Kosteninternalisierung weist insofern nur die Zielrichtung; die genannten Probleme schließen jedoch eine präzise Fixierung des Internalisierungszieles aus. Politische Widerstände verhindern außerdem häufig auch den Versuch, eine Kosteninternalisierung zumindest näherungsweise durchzusetzen. Es ist kein Zufall, dass die Kommission zwar *in abstracto* für Kosteninternalisierung eintritt, *in concreto* aber mit ihren Vorschlägen für europäische Gesetzgebungsakte in aller Regel hinter dieser Zielvorstellung weit zurückbleibt. Das europäische Recht ist von einer Umsetzung des Internalisierungsgedankens im Kompetenzbereich der Europäischen Union nicht weniger weit entfernt als die Rechtsordnungen der Mitgliedstaaten. Auch wenn Kosteninternalisierung als der im Prinzip vorzugswürdige, dem Verursacherprinzip besser entsprechende Weg angesehen wird, ist es angesichts dieses Befundes nicht sachgerecht, Beihilfelösungen unter Verweis auf diese Alternative zu verwerfen. Für eine Beihilfekontrolle, die primär das Ziel der Durchsetzung des Verursacherprinzips verfolgt, bietet der EG-Vertrag auch keine Handhabe. Unvereinbar mit dem gemeinsamen Markt sind nach der – mit extensiven Ausnahmemöglichkeiten versehenen – Grundregel des Artikel 87 I EGV nicht Beihilfen, die dem Verursacherprinzip nicht entsprechen, sondern Beihilfen, die den Wettbewerb verfälschen oder zu verfälschen drohen und dadurch den Handel zwischen den Mitgliedstaaten beeinträchtigen.

394. Der Verdacht, dass Umweltbeihilfen generell den Wettbewerb verfälschen, ist aber gerade nicht gerechtfertigt (s. auch EWRINGMANN und THÖNE, 2001, S. 58 ff.). Wettbewerb ist kein Selbstzweck, sondern nur Mittel, um eine effiziente Ressourcenallokation und somit ein maximales Wohlfahrtsniveau zu erreichen. Nur Interventionen, die die Leistungsfähigkeit des Wettbewerbs reduzieren, können daher als wettbewerbsverzerrend bezeichnet werden. Eine effiziente Ressourcenallokation kann aber nur erreicht werden, wenn die im marktwirtschaftlichen Wettbewerb bestehenden Fehlanreize zu übermäßiger Umweltnutzung korrigiert sind. Ein Mittel dazu ist die gesetzlich verordnete Internalisierung der bezifferbaren Umweltkosten. Sofern diese unterbleibt, liegt darin eine Wettbewerbsverzerrung, weil die Nichtanlastung von Umweltschadenskosten dazu führt, dass umweltintensiv hergestellte Güter billiger angeboten werden können als umweltfreundlich hergestellte. Diese Wettbewerbsverzerrung zulasten umweltfreundlich produzierter Güter kann durch eine entsprechende Subventionierung, d. h. durch Umweltbeihilfen, ausgeglichen werden. Umweltbeihilfen, mit denen besonders umweltfreundliche Produktionsweisen gefördert werden, verzerren insoweit nicht den Wettbewerb, sondern wirken einer bestehenden Wettbewerbsverzerrung entgegen (s. auch, am Beispiel der Förderung erneuerbarer Energien, KRIEGLSTEIN, 2001, S. 55).

395. Für den Bereich des Klimaschutzes gibt es, was das Ausmaß der wettbewerbsrelevanten Schadenskosten angeht, unterschiedliche Schätzungen. Alleine für die Schäden, die durch eine Verdoppelung der atmosphärischen CO_2-Konzentration verursacht würden, liegen die Schätzungen für die EU-Staaten bei jährlich ca. 50 Mrd. Euro, das sind ca. 1,4 % des europäischen Bruttosozialprodukts (FANKHAUSER, 1995). Dagegen nehmen sich die Beihilfen in der EU für Umwelt und Energieeinsparung für das Verarbeitende Gewerbe und Dienstleistungen für die Jahre 1996 bis 1998 mit durchschnittlich 1,4 Mrd. Euro im Jahr, das sind 2,38 % vom gesamten Beihilfevolumen, vernachlässigbar gering aus. Für Deutschland liegen die direkten Beihilfen für Umwelt mit 118,19 Mio. Euro und für Energieeinsparung mit 270,87 Mio. Euro insgesamt mit 1,35 % vom gesamten deutschen Beihilfevolumen noch unter dem europäischen Durchschnitt (Europäische Kommission, 2000).

3.1.6.3 Die Orientierungsrichtlinien des neuen Gemeinschaftsrahmens im Einzelnen

396. Investitionsbeihilfen, die lediglich zur Unterstützung der Einhaltung gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften dienen, sind nach Auffassung der EU-Kommission grundsätzlich nicht mehr gerechtfertigt, da das Verursacherprinzip, wie auch das damit zusammenhängende Gebot der Kosteninternalisierung, verlange, dass die Kosten der Normbefolgung von den Unternehmen selbst getragen werden (Europäische Kommission, 2001, Rn. 20 f.). Dass der neue Gemeinschaftsrahmen hier eine restriktivere Linie verfolgt als der bisherige, wird mit der wenig überzeugenden Begründung gerechtfertigt, dass den Unternehmen seit Annahme des Fünften Umweltaktionsprogramms hinreichend Zeit zur Verfügung gestanden habe, um sich auf die darin postulierte Notwendigkeit der Kosteninternalisierung und das Verursacherprinzip einzustellen (Rn. 19). Von dem verkündeten Grundsatz der

Unzulässigkeit von Investitionsbeihilfen zur Anpassung an Gemeinschaftsnormen wird allerdings mit Rücksicht auf die „besonderen Schwierigkeiten der kleinen und mittleren Unternehmen“ (Rn. 20) eine Ausnahme zu deren Gunsten gemacht. Investitionsbeihilfen zur Anpassung an neues Gemeinschaftsrecht für kleine und mittlere Unternehmen sollen künftig für drei Jahre nach Annahme einer neuen Gemeinschaftsnorm in Höhe von maximal 15 % der beihilfefähigen Kosten genehmigungsfähig sein (Rn. 28). Da neues gemeinschaftliches Richtlinienrecht – vom Sonderfall der Direktwirkung nach Ablauf der Umsetzungsfrist abgesehen – für die Unternehmen erst verbindlich wird, wenn es in Rechtsvorschriften auf nationaler Ebene umgesetzt ist, wäre es konsequenter gewesen, die Genehmigungsfähigkeit von Beihilfen hier erst ab dem Zeitpunkt der nationalen Umsetzung der jeweiligen Gemeinschaftsnormen vorzusehen. In Verbindung mit der vorgesehenen Dreijahresfrist hätte sich daraus zugleich ein wünschenswerter Anreiz für die zügigere mitgliedstaatliche Umsetzung gemeinschaftlicher Umweltvorschriften ergeben.

Beihilfefähige Investitionskosten – Mehrkostenansatz

397. Beihilfefähig sollen grundsätzlich nur die „zur Verwirklichung der Umweltschutzziele erforderlichen Investitionsmehrkosten“ sein (Rn. 37). Die damit geforderte Abgrenzung der spezifisch umweltschutzbezogenen Mehrkosten bereitet bei produktionsintegrierten Umweltschutzmaßnahmen Schwierigkeiten und begünstigt damit „End-of-pipe“-Technologien. Als Alternative kommen für ein sinnvoll anreizwirksames Beihilferegime nur Bemessungsansätze in Betracht, bei denen eine gewisse Mitsubventionierung nicht spezifisch umweltbezogener Investitionen nicht prinzipiell auszuschließen ist (näher, insbesondere zu einem „Amortisationsansatz“, EWRINGMANN und THÖNE, 2001, S. 100 ff., 143 ff.). Wenn dabei so weit differenziert wird, dass dieser Fall nicht gezielt oder systematisch auftritt, erscheint dies hinnehmbar.

Investitionsbeihilfen für gemeinschaftsrechtlich nicht geforderte Maßnahmen – Grundsatz

398. Beihilfen, die Investitionen zur Übererfüllung gemeinschaftsrechtlich festgelegter Normen unterstützen, sollen im Grundsatz weiterhin mit 30 % der beihilfefähigen Investitionskosten gefördert werden können (Rn. 29). Ein etwas höherer Maximalsatz ist für den Energiebereich vorgesehen (Tz. 400). Bei den geförderten Investitionen kann es sich um freiwillige Investitionen für die Übererfüllung bestehender Gemeinschaftsvorschriften, um freiwillige Investitionen in Bereichen, für die gemeinschaftsrechtliche Anforderungen nicht bestehen, oder um eine Anpassung an nationale Vorschriften handeln, die über die Vorschriften des Gemeinschaftsrechts hinausgehen (Rn. 29).

Die Begründungen, die im Gemeinschaftsrahmen für diese Grundregel zur Beurteilung von Investitionsbeihilfen für gemeinschaftsrechtlich nicht geforderte Investitionen angeführt werden, sind alles andere als konsistent. Vom gewählten – oben bereits kritisierten – Ausgangspunkt her, wonach Beihilfen kein zulässiger Ersatz für die eigentlich erforderliche Kosteninternalisierung sein sollen, leuchtet nicht ein, dass zum entscheidenden Differenzierungskriterium gemacht wird, ob eine Beihilfe der Anpassung an bestehende Gemeinschaftsnormen dient oder über die Anforderungen des Gemeinschaftsrechts hinausgeht. Die geltenden Gemeinschaftsvorschriften sind weit davon entfernt, den Erfordernissen vollständiger Kosteninternalisierung Rechnung zu tragen. Und selbst wenn es sich anders verhielte, wäre das unter den von der Kommission zugrunde gelegten Prämissen kein Grund, die Förderung der Übererfüllung des Gemeinschaftsrechts eher für zulässig zu halten als die Förderung der Erfüllung, denn durch eine Förderung von Umweltschutzmaßnahmen, die über das durch die Notwendigkeit der Kosteninternalisierung bestimmte Maß hinausgehen, wird die optimale Preisstruktur ebenso verzerrt wie durch eine unzureichende Internalisierung der Kosten.

Die Kommission beruft sich zur Begründung der großzügigeren Zulassung von Beihilfen für überobligatorische Investitionen auf die nützliche Anreizwirkung solcher Beihilfen (Rn. 18b, 20). Unter diesem Gesichtspunkt ist aber der zugestandene Beihilfesatz von 30 % vollkommen unzureichend, da für die Unternehmen kein hinreichender Anreiz besteht, freiwillig in umweltfreundlichere Produktionsweisen zu investieren, wenn die Investitionsmehrkosten immer noch zu 70 % vom Unternehmen selbst getragen werden müssen. Für einzelne spezielle Förderbereiche, beispielsweise die Förderung erneuerbarer Energien, hat die Kommission dem Rechnung getragen, indem sie hier die Möglichkeit einer Förderung zu 100 % zugesteht (Tz. 400). Für die Beschränkung dieser Möglichkeit auf den Bereich der erneuerbaren Energien gibt es keinen Grund.

399. Der Umweltrat empfiehlt daher der Bundesregierung, gegenüber der Kommission darauf hinzuwirken, dass den Mitgliedstaaten generell die Möglichkeit eingeräumt wird, den Unternehmen die Mehrkosten für überobligatorische Umweltschutzinvestitionen zu 100 % zu erstatten. Dies könnte auch im Wege der Gruppenfreistellung für derartige Investitionen erreicht werden (FOUQUET, 2000). Erst bei Kostengleichheit zur normalen Referenzanlage besteht nämlich ein Anreiz, in Technologien zu investieren, die eine Übererfüllung der verlangten Normen gestatten. Im Falle neuartiger, unerprobter Technologien wäre sogar daran zu denken, zu den 100 % Investitionsmehrkosten noch einen Risikoaufschlag zu gewähren. Was die wettbewerbspolitischen und -rechtlichen Aspekte angeht, ist in diesem Zusammenhang auf die obigen grundsätzlichen Überlegungen zur Wettbewerbsrelevanz von Umweltschutzbeihilfen zu verweisen.

Investitionsbeihilfen für den Energiebereich und andere Sonderregelungen

400. Für Investitionsbeihilfen im Energiebereich wurden die zulässigen Beihilfesätze heraufgesetzt. Investitionen zum Zweck der Energieeinsparung (Rn. 30) oder zugunsten der kombinierten Kraft-Wärme-Erzeugung

(Rn. 31) sowie Investitionen zugunsten erneuerbarer Energieträger (Rn. 32, Abs. 1) können nun mit 40 % der beihilfefähigen Kosten unterstützt werden. Neu hinzugekommen ist ein Aufschlag von zehn Prozentpunkten auf den Ausgangssatz von 40 % für Investitionen in erneuerbare Energiequellen zur autarken Versorgung einer ganzen Gemeinschaft, wie z. B. einer Insel oder eines Siedlungsgebietes (Rn. 32, Abs. 2). Unter der Voraussetzung, dass die Unerlässlichkeit einer solchen Förderung dargelegt wird, sollen Investitionsbeihilfen für erneuerbare Energieträger in Höhe von bis zu 100 % der beihilfefähigen Kosten gefördert werden können (Rn. 32, Abs. 3). Hinsichtlich der Beschränkung der zulässigen Beihilfesätze in den übrigen Fällen ist auf das oben zum Grund-Beihilfesatz Ausgeführte (Tz. 398) zu verweisen.

401. Weitere Sonderregelungen mit Aufschlägen auf die zulässigen Fördersätze betreffen Investitionsbeihilfen für Unternehmen in Fördergebieten im Sinne des Artikel 87 III a) und c) EGV (Rn. 33 f.), Aufschläge für kleine und mittlere Unternehmen (Rn. 35), und Beihilfen für die Sanierung kontaminierter („verschmutzter“) Industriestandorte (Rn. 38), die Standortverlagerung von Unternehmen (Rn. 39) und umweltbezogene Beratungstätigkeiten für kleine und mittlere Unternehmen (Rn. 41).

402. Besondere Aufmerksamkeit verdienen die Regelungen für die Sanierung kontaminierter Industriestandorte (Rn. 38). Aus der Sicht des Umweltrates sind Beschränkungen der Förderfähigkeit von Maßnahmen zur Sanierung von Umweltschäden auf Industriestandorten weder rechtlich noch politisch rechtfertigungsfähig, solange das Europarecht keine eigenen rechtlichen Anforderungen in Bezug auf die Sanierungspflichten enthält, um deren Erfüllung es geht. Solange und soweit keine – anspruchsvollen – europarechtlichen Sanierungspflichten bestehen, sind die Mitgliedstaaten nämlich nicht gehindert, ihren Unternehmen die Übernahme von Sanierungskosten oder für übermäßig gehaltene Belastungen mit solchen Kosten dadurch zu ersparen, dass sie ihnen erst gar keine Sanierungspflichten auferlegen. Ein System, das diese Form des Entgegenkommens – den mitgliedstaatlichen Verzicht auf Sanierungsanforderungen – akzeptiert, mitgliedstaatliche Hilfen zur Erfüllung bestehender Sanierungsanforderungen dagegen nicht bzw. nur eingeschränkt akzeptiert, ist offensichtlich nicht nur umweltpolitisch kontraproduktiv, sondern auch wettbewerbspolitisch verfehlt.

Die wesentliche im Beihilferahmen vorgesehene Beschränkung für Sanierungsbeihilfen betrifft nicht die – praktisch kaum eingeschränkte – Höhe der Fördermöglichkeit, sondern den Fall der Verfügbarkeit eines Sanierungsverantwortlichen: Beihilfen für die Sanierung kontaminierter Industriestandorte sollen unzulässig sein, sofern ein Verantwortlicher ermittelt worden ist, wobei auf die Verantwortlichkeit nach nationalem Recht abgestellt wird (Rn. 38, Abs. 2). Die hier vorgesehene Anknüpfung an das Verantwortlichkeitsregime des Mitgliedstaates ist aus ähnlichen Gründen abzulehnen wie Beihilfebeschränkungen in diesem Bereich insgesamt. Aufgrund dieser Anknüpfung an das nationale Verantwortlichkeitsregime bleiben die größten Förderspielräume in denjenigen Mitgliedstaaten erhalten, die die schwächsten Verantwortlichkeitsregelungen entwickelt haben. Damit wird – wie ohnehin auch schon mit der Beschränkung der Zulässigkeit von Sanierungsbeihilfen insgesamt – ein kontraproduktiver Anreiz in Bezug auf die Weiterentwicklung der nationalen Haftungsregime gesetzt. Für Deutschland wären, bei einer am hiesigen Sprachgebrauch orientierten Interpretation der Regelung, Sanierungsbeihilfen weitgehend unzulässig, da nach den Regelungen des Bundes-Bodenschutzgesetzes, die an die Grundsätze der polizei- und ordnungsrechtlichen Zustandsverantwortlichkeit anknüpfen, auch der jeweilige Grundstückseigentümer sanierungspflichtig ist (§ 4 Abs. 3 BBodSchG). Nicht zuletzt im Hinblick auf die kontraproduktiven Anreizwirkungen der Anknüpfung an das nationale Verantwortlichkeitsregime liegt es nahe, die Regelung des Beihilferahmens stattdessen restriktiv dahin gehend zu interpretieren, dass sie sich nur auf den Fall des Vorhandenseins eines Verursachungsverantwortlichen bezieht. In erster Linie ist allerdings – beim derzeitigen Entwicklungsstand des europäischen Haftungsrechts – die Beihilfebeschränkung für die Sanierung kontaminierter Standorte als solche zu beanstanden. Der Umweltrat empfiehlt entsprechende Interventionen bei der Kommission und schätzt für eventuelle Streitfälle die Aussichten eines Erfolgs vor dem Europäischen Gerichtshof als hoch ein.

Betriebsbeihilfen – erfasste Bereiche

403. Die konkreten, unmittelbar praxisrelevanten Ausführungen des Gemeinschaftsrahmens zu den Betriebsbeihilfen umfassen allgemein geltende Grundsätze für die Bereiche Abfallwirtschaft, Energieeinsparungen (Rn. 42 ff.) sowie spezielle Grundsätze für erneuerbare Energieträger (Rn. 54 ff.) und Kraft-Wärme-Kopplung (Rn. 66 f.) und die Handhabung der Ausnahmeregelung des Artikel 87 III b zugunsten wichtiger Vorhaben von gemeinsamer europäischen Interesse (Rn. 73 f.); in einem nicht bereichsbezogenen Abschnitt werden außerdem Grundsätze für Betriebsbeihilfen in Form von Steuernachlässen und -befreiungen aufgestellt (Rn. 47 ff.). Die zuletzt genannten Regelungen sind im Hinblick auf die deutsche Ökosteuer von besonderem Interesse.

Ökosteuer

404. Staaten, die in der Einführung von Umweltsteuern eine Vorreiterrolle übernehmen, sehen sich oftmals gezwungen, den inländischen Unternehmen Beihilfen in Form von Steuerermäßigungen zu gewähren, um sie vor Benachteiligungen gegenüber Konkurrenten in anderen Mitgliedstaaten ohne derartige Besteuerung zu schützen. Bei diesen Steuervergünstigungen handelt es sich nicht um Beihilfen, mit denen besondere Umweltleistungen unterstützt werden, sondern um – überwiegend zur Vermeidung von Nachteilen im internationalen Wettbewerb gewährte – Verschonungen von einer Steuerbelastung, die auf partielle Kosteninternalisierung zielt. Auf solche Internalisierungsverschonungen trifft die oben für unmittelbar umweltschutzfördernde Beihilfen getroffene Feststellung nicht zu, dass ihre Wettbewerbswirkung prinzipiell eine verzerrungs*ausgleichende* ist. Steuervergünstigen dieser Art sind daher tatsächlich auch wettbewerbspolitisch problematischer. Dies gilt auch dann, wenn die Vergünstigung, wie im Fall der Ökosteuer, den

größten Teil des produzierenden Gewerbes betrifft und sich auf eine Steuer bezieht, die in anderen EG-Mitgliedstaaten überwiegend nicht oder nicht in derselben Form erhoben wird (a. A. EWRINGMANN und THÖNE, 2001, S. 77), denn auch zwischen dem hier erfassten Sektor und anderen Bereichen der Wirtschaft besteht ein – allerdings weniger direkter – Wettbewerb, der durch die sektorale Steuervergünstigung verzerrt wird (vgl. EuGH-Urt. v. 8. November 2001, Rs. C-143/99).

Dass eine derartige Steuervergünstigung primär dazu dient, für einzelne Akteursgruppen eine Belastung zu reduzieren, der ihre Konkurrenten im europäischen Ausland von vornherein nicht ausgesetzt sind, sollte bei der Beurteilung allerdings in Rechnung gestellt werden. Eine zu restriktive Kontrolle, die es den Mitgliedstaaten verwehrt, bei der Internalisierung von Umweltkosten aus solchen Gründen zu differenzieren, würde nur dazu führen, dass den Mitgliedstaaten die Übernahme von Vorreiterrollen zusätzlich erschwert und die damit verbundene Chance der Diffusion innovativer Techniken vertan wird (Tz. 65).

Eine strenge, restriktive wettbewerbsrechtliche Kontrolle solcher internalisierungsverschonenden Umweltbeihilfen, mit denen immerhin die politische Durchsetzung partieller Kosteninternalisierungen erleichtert wird, ist im Übrigen auch nicht zu rechtfertigen, solange keine vergleichbar restriktive Kontrolle über Beihilfen ausgeübt wird, die den Wettbewerb in weitaus problematischerer Weise zulasten der Umwelt verzerren (zur großzügigen Genehmigungspraxis der Kommission in diesem Bereich näher KÜHLING, 2001, S. 93 f.). Die begünstigenden Ausnahmeregelungen zur Ökosteuer beliefen sich für 2001 auf ein Beihilfevolumen von ca. 4 Mrd. Euro (18. Subventionsbericht der Bundesregierung, Bundestagsdrucksache 14/6748 vom 26. Juli 2001). Dagegen beliefen sich die Steinkohlebeihilfen im Jahre 2001 auf 3,38 Mrd. Euro.

405. Steuernachlässe des Typs, zu dem die deutsche Ökosteuer gehört, können bei *neu eingeführten* Steuern nach Auffassung der Kommission auch bei nicht degressiver Gestaltung für einen Zeitraum von zehn Jahren gerechtfertigt sein, wenn sie als Gegenleistung für individuell oder kollektiv vereinbarte Verpflichtungen der begünstigten Unternehmen zur Verwirklichung bestimmter Umweltschutzziele gewährt werden, wobei der betreffende Mitgliedstaat die Einhaltung der eingegangenen Verpflichtung genau kontrollieren muss und Sanktionen für den Fall der Nichterfüllung vorgesehen sein müssen. Die Kommission „würdigt“ außerdem die abgeschlossenen Vereinbarungen, d. h. sie überprüft sie auf ihre Angemessenheit im Verhältnis zu den dafür gewährten Steuervorteilen (Rn. 51, Ziff. 1a). Unabhängig von diesen Bedingungen sollen Steuernachlässe möglich sein, solange die begünstigten Unternehmen dennoch „einen wesentlichen Teil der nationalen Steuer zahlen“ (Rn. 51, Ziff. 1b). Bei Nachlässen auf *bereits bestehende* Steuern wird zusätzlich gefordert, dass die betreffende Steuer eine beachtliche positive Wirkung auf den Umweltschutz hat und die Ausnahmen zugunsten der begünstigten Unternehmen entweder bereits zum Zeitpunkt der Annahme der Steuer feststehen oder aufgrund nachträglicher wesentlicher Veränderungen der Wirtschaftsbedingungen notwendig werden (Rn. 51, Ziff. 2). Nach Auffassung der Europäischen Kommission kann in Anwendung dieser Grundsätze die Ausnahmen von der deutschen Ökosteuer in ihrer gegenwärtigen Form nicht gebilligt werden. Umstritten ist vor allem die achtzigprozentige Steuerermäßigung für das Produzierende Gewerbe. Für diese Ermäßigung hat die Wirtschaft zwar in der Klimaschutzvereinbarung vom November 2000 eine Gegenleistung in Gestalt von Emissionsminderungen zugesagt. Auch wenn diese Gegenleistung nach Auffassung des Umweltrates unzureichend ist (Tz. 447 f.), wäre es im Hinblick auf von der Kommission nicht beanstandete Regelungen in anderen EG-Mitgliedstaaten erstaunlich, wenn die Kommission sie nicht als der Höhe nach angemessen akzeptiert hätte (vgl. auch KÜHLING, 2001, S. 95). Kaum zu entkräften ist aber der Einwand der Kommission, dass es an einer Sanktion für den Fall fehlt, dass die vereinbarten Reduktionsziele nicht erreicht werden. Die bloße Vermutung oder auch politische Absichtserklärungen dahin gehend, dass seitens des Gesetz- oder Verordnungsgebers anderweitige Regulierungsinstrumente eingesetzt werden, falls sich die Vereinbarung als nicht ausreichend wirksam erweist, ist evidenterweise keine Sanktion im Sinne des Beihilferahmens. Die Forderung, dass für den Fall der Nichterfüllung der Vereinbarung eine Sanktionierung vorgesehen sein muss, stellt im Gegensatz zu einer Reihe anderer im Beihilferahmen vorgesehenen Restriktionen auch keine angreifbare Anwendung der Beihilfevorschriften des EG-Vertrages dar, denn nur bei ausreichender Sanktionierung ist eine entsprechende Gegenleistung zu erwarten. In diesem Punkt auf ein Streitverfahren vor dem Europäischen Gerichtshof zu setzen, wäre daher nicht aussichtsreich. Nach jüngsten Meldungen zeichnet sich eine Einigung dahin gehend ab, dass die Klimaschutzvereinbarung nachträglich von einer gesetzlichen Regelung flankiert wird, die die geltende Ökosteuerermäßigung für das Produzierende Gewerbe rechtsverbindlich mit der Einhaltung eines der Klimaschutzvereinbarung entsprechenden Reduktionspfades verknüpft (FAZ vom 13. Dezember 2001, S. 17, Artikel „Einigung über Ökosteuer in Sicht“).

Sonstige Betriebsbeihilfen

406. Betriebsbeihilfen für die Abfallbewirtschaftung und für Energieeinsparungen sind nach Auffassung der Kommission auf fünf Jahre begrenzt und müssen „grundsätzlich“ degressiv gestaltet sein und sich auf den Ausgleich der Produktionsmehrkosten beschränken (Rn. 43). Bei degressiver Gestaltung kann die Förderung im ersten Jahr 100 % betragen, innerhalb von fünf Jahren muss sie aber linear auf null zurückgeführt werden (Rn. 45); nicht degressive Beihilfen können in Höhe von 50 % der Produktionsmehrkosten für maximal fünf Jahre gewährt werden (Rn. 46). Betriebsbeihilfen für die Behandlung von Industriemüll sollen nur zulässig sein, wenn damit die Einhaltung nationaler Normen ermöglicht werden soll, die über die gemeinschaftsrechtlichen Normen hinausgehen, oder wenn in einem Bereich, in dem Gemeinschaftsnormen nicht existieren, nationale Normen erlassen werden, die bei den betreffenden Unternehmen zu einem

zeitweiligen Verlust der internationalen Wettbewerbsfähigkeit führen (Rn. 44).

407. Betriebsbeihilfen zugunsten erneuerbarer Energieträger (Rn. 54 ff.) sieht die Kommission als relativ großzügig förderungsfähig an. Als mögliche Optionen werden angeboten: 1. Betriebsbeihilfen zur Amortisierung der Anlagen, 2. Absatzgarantien über „grüne Zertifikate“ – hier sind offenbar Quotenlösungen gemeint –, 3. Beihilfen, die sich an der Höhe der vermiedenen externen Kosten orientieren, und 4. Regelungen entsprechend den allgemeinen Vorgaben für Abfallwirtschaft und Energieeinsparungen (Tz. 406). Dieselben Optionen sollen auch für Regelungen zur Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung offen stehen (s. zur Praxis der KWK-Förderung in anderen Mitgliedstaaten SCHALAST und HERMONIES, 2000, S. 689). Damit sind kombinierte Quoten- und Zertifikatlösungen auch für diesen Bereich im Grundsatz akzeptiert.

408. Der Gerichtshof der Europäischen Gemeinschaften (EuGH) hat durch Urteil vom 13. März 2001 (Rechtssache C-379/98, JZ, 2001, S. 757 ff.; s. auch KOENIG und KÜHLING, 2001, m. w. N.) klargestellt, dass die deutsche Einspeisevergütung nach dem Gesetz über erneuerbare Energien nicht unter die Beihilfekontrolle fällt, weil die betreffenden Zahlungen nicht aus öffentlichen Haushalten geleistet oder unterstützt werden. Die Grundsätze des Gemeinschaftsrahmens sind daher auf die Einspeisevergütung nach dem Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) nicht anwendbar. Der EU-Wettbewerbskommissar sah allerdings auch nach der Entscheidung des EuGH den Tatbestand der Beihilfe nicht ausgeschlossen, soweit die Vergütungen der Mindestpreise von Energieversorgern gezahlt werden, die sich, wie beispielsweise die Stadtwerke, in öffentlicher Hand befinden. Dieser Auffassung ist entgegenzuhalten, dass die Einspeisevergütung für die Energieversorger aufgrund des Umlegens der Preisdifferenz auf die Endkunden nur einen Durchlaufposten darstellt. Die Stadtwerke stehen jedoch wie alle privaten Energieversorger im Wettbewerb. Eine Sonderbehandlung der öffentlichen Energieversorger würde daher Wettbewerbsverzerrungen gerade erst hervorrufen.

Der Umweltrat begrüßt die Schaffung von Rechtssicherheit für Anbieter erneuerbarer Energien und sieht darin einen Vorstoß für eine EU-weite Einführung und Verbreitung der Nutzung alternativer Energiequellen.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

409. Die im neuen Gemeinschaftsrahmen für die Beurteilung von Umweltbeihilfen aufgestellten Grundsätze gehen hinsichtlich des wettbewerbsverzerrenden Charakters der Umweltschutzbeihilfen von unzutreffenden Grundannahmen aus und sind insgesamt von Inkonsistenz geprägt. Die Spielräume für Beihilfen, mit denen besondere – rechtlich nicht gebotene und über das faktisch Übliche hinausgehende – Umweltschutzleistungen gefördert werden, werden auf der Grundlage der unzutreffenden Annahme, dass auch solche Beihilfen den Wettbewerb verfälschen, unzulässig verengt. Für derartige Beihilfen sollte ein Fördersatz bis zu 100 % als zulässig anerkannt werden. Für den Bereich der Beihilfen zur Sanierung kontaminierter Industriestandorte führen die aufgestellten Restriktionen zu ausgeprägt wettbewerbswidrigen und umweltpolitisch besonders kontraproduktiven Ergebnissen, weil die mit förmlichen Beihilfelösungen konkurrierende Variante der Wirtschaftsförderung durch Verschonung von rechtlichen Sanierungspflichten nicht ausgeschlossen ist. Der Umweltrat empfiehlt, im Rahmen des Möglichen auf eine Weiterentwicklung des Gemeinschaftsrahmens hinzuwirken, die diese Defizite beseitigt. In seiner gegenwärtigen Fassung kann der neue Gemeinschaftsrahmen auch als Interpretation der EG-vertraglichen Beihilfevorschriften – vor allem hinsichtlich der Beurteilung von Beihilfen für besondere Umweltschutzleistungen – nicht überzeugen. Im Fall von Streitigkeiten mit der Kommission über die Zulässigkeit solcher Beihilfen sollte daher die Auseinandersetzung vor dem Europäischen Gerichtshof nicht gescheut werden. Der Konfliktvermeidung können Lösungen nach dem Muster des EEG dienen. Unter Wettbewerbsgesichtspunkten problematischer sind Beihilfen, mit denen nicht besondere Umweltleistungen gefördert, sondern einzelnen Wirtschaftszweigen Umweltkosteninternalisierungen erspart werden. In der aktuellen Auseinandersetzung um die Ökosteuerermäßigung für das Produzierende Gewerbe wäre eine Strategie des Konflikts mit der Europäischen Kommission aussichtslos. Die sich abzeichnende Einigung ist daher zu begrüßen.

3.2 Ausgewählte Umweltpolitikbereiche

3.2.1 Klimaschutz

3.2.1.1 Klimaforschung und Klimawirkungsforschung

410. Im ersten Halbjahr 2001 wurde der Dritte Sachstandsbericht des *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)* veröffentlicht. Der erste Band stellt die naturwissenschaftliche Basis dar (IPCC, 2001a), während der zweite Band Möglichkeiten der Abschwächung des Klimawandels und seiner Auswirkungen erörtert (IPCC, 2001b). Insgesamt belegt der Bericht die Notwendigkeit, den Klimaschutz als ein vorrangiges und dringliches Handlungsfeld der Umweltpolitik zu begreifen (Tz. 34 ff.). Untersuchungen im Rahmen des *International Geosphere-Biosphere-Programme* (IGBP, 2001) gelangen zu ähnlichen Schlussfolgerungen wie das IPCC. Die nachfolgend dargestellten Kernaussagen des neuen IPCC-Berichtes werden auch von einem Expertenausschuss bestätigt, der auf eine Anfrage der US-amerikanischen Regierung hin tätig wurde (NRC, 2001, Tz. 413). Angesichts des im Folgenden dokumentierten Standes der Klimaforschung sieht der Umweltrat für die Position der so genannten Klimaskeptiker (repräsentativ LOMBORG, 2001), die die Notwendigkeit einschneidender Klimaschutzmaßnahmen bestreiten, keine Rechtfertigung.

3.2.1.1.1 Stand der Klimaforschung

411. Die für klimapolitische Entscheidungen wichtigsten Feststellungen des dritten IPCC-Berichts (2001a) besagen, dass

– größere Sicherheit darüber besteht, dass bereits die in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts

gemessene globale Erwärmung überwiegend durch den Menschen verursacht wurde,

– die Treibhausgasemissionen den Trend der Klimaveränderungen im 21. Jahrhundert bestimmen werden,

– sich der Klimawandel im 21. Jahrhundert fortsetzen und voraussichtlich rascher und dramatischer als bisher angenommen entwickeln wird, und

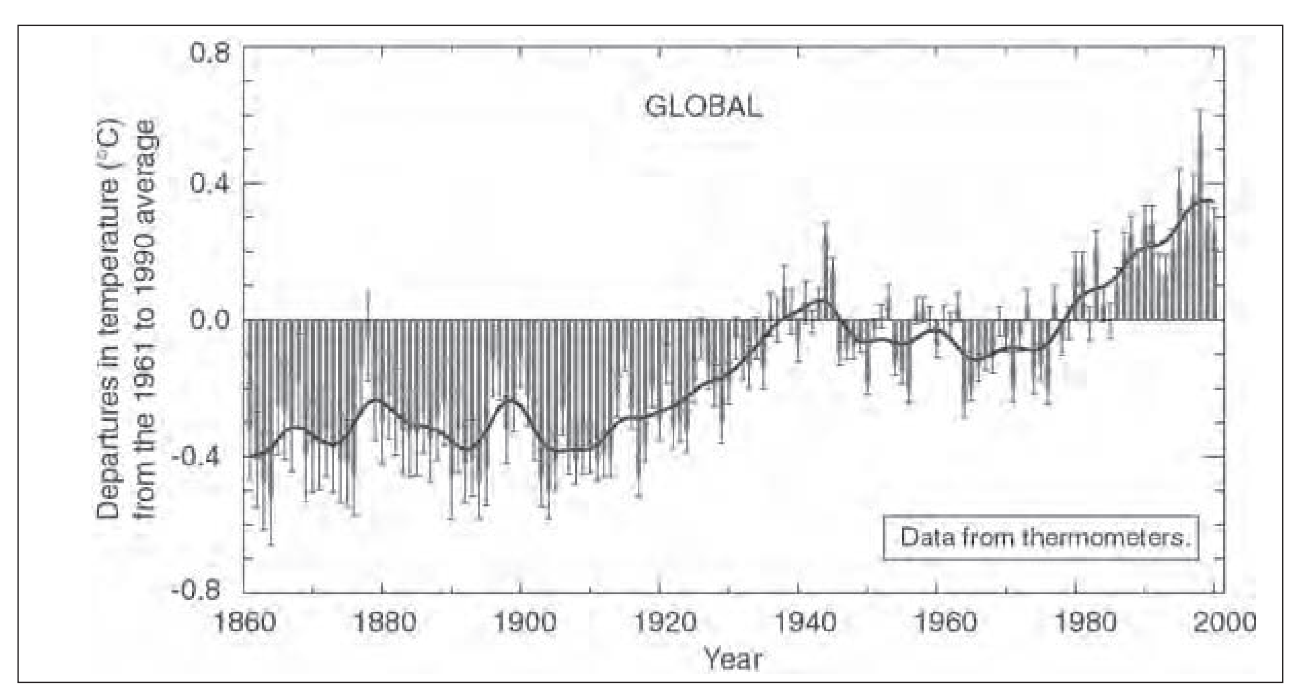
– ein weiteres Hinauszögern klimapolitischer Maßnahmen die Risiken erhöht.

Der als „Treibhauseffekt“ bezeichnete physikalische Mechanismus wird nicht mehr bezweifelt. Die Zuverlässigkeit der Klimamodelle wurde laut IPCC in den vergangenen Jahren entscheidend verbessert. Die Konsistenz von Modellannahmen und empirischen Daten (Satellitenbilder, Interpretation regionaler Wetteraufzeichnungen, beobachtbare ökosystemare Veränderungen) wurde erhöht. Durch die Auswertung von Satellitendaten ist der Nachweis gelungen, dass die Wärmeabstrahlung aus der Atmosphäre ins Weltall im Infrarotbereich rückläufig ist (HARRIES et al., 2001). Eine Reihe miteinander kohärenter Trends wie der Rückgang der meisten Gletscher, der Anstieg des Meeresspiegels, Temperaturveränderungen, Verschiebungen in den Verbreitungsgebieten von tierischen und pflanzlichen Spezies, Veränderungen der winterlichen Schnee- und Eisbedeckung sowie Zeitverschiebungen von Vegetationsperioden usw. deutet auf einen *beginnenden* Klimawandel hin (IPCC, 2001a, S. 34, 102). Insofern stimmt das grundlegende physikalische Erklärungsmodell mit den Daten zunehmend besser überein. Mittlerweile können Veränderungen der jährlichen und täglichen Tages- und Nachttemperaturen, der Niederschlagshöhe und -verteilung, der Schneehöhen und des Meeresspiegels mit großer, zum Teil mit sehr großer Sicherheit festgestellt werden. Das IPCC betont in diesem Zusammenhang die Bedeutung des Konsistenzkriteriums: „It is very important to compare trends in the various indicators to see if a physically consistent picture emerges“ (IPCC, 2001a, S. 163). Das IPCC kommt nach Zusammenschau der maßgeblichen Trends zu dem Urteil, dass die feststellbare Erderwärmung mit der natürlichen Klimavariabilität allein nicht mehr befriedigend erklärt werden kann (IPCC, 2001a, S. 10). Eine der zentralen Aussagen des zweiten IPCC-Berichts lautete: „The balance of evidence suggests a discernible human influence on global climate“ (zitiert in IPCC, 2001a, S. 698). Diese Aussage wird durch den dritten Bericht bestätigt, wobei das Zuverlässigkeitsniveau („confidence level“), mit dem diese Aussage formuliert werden kann, sich deutlich erhöht hat (IPCC, 2001a, S. 699).

Die atmosphärischen Treibhausgaskonzentrationen sind höher als jemals zuvor in den letzten 420 000 Jahren (IPCC, 2001a, S. 39). Der Anteil des atmosphärischen CO_2 hat sich von 280 ppmv im Jahre 1750 auf 367 ppmv im Jahre 1999 erhöht. Die Rate des Anstiegs der Treibhausgase in der Atmosphäre betrug zwischen 1990 und 1999 durchschnittlich 1,5 ppmv pro Jahr. Als sicher gilt ein Anstieg der mittleren globalen Temperatur um 0,6 °C ± 0,2 °C seit dem Ende des 19. Jahrhunderts (Abbildung 3.2.1-1). Auf der Nordhalbkugel ist dies

Abbildung 3.2.1.-1

Schwankungen derTemperaturen an der Erdoberfläche



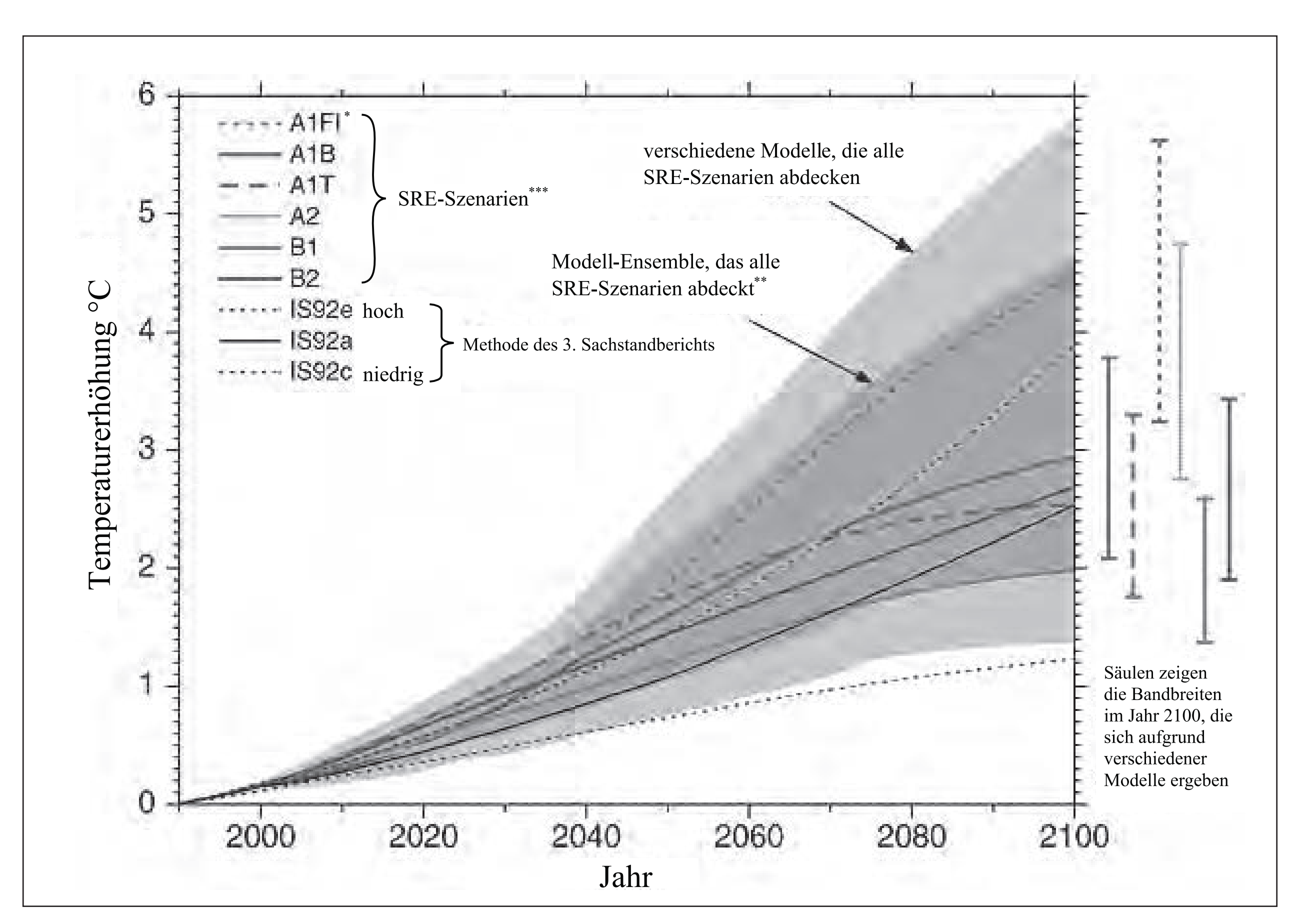
Quelle: IPCC, 2001, S. 26

wahrscheinlich die stärkste Erwärmung der vergangenen 1 000 Jahre. Die globalen Durchschnittstemperaturen sind höher als in den letzten 1 000 Jahren. Auch die so genannte mittelalterliche Warmperiode zwischen dem 11. und dem 14. Jahrhundert war kälter als das ausgehende 20. Jahrhundert (IPCC, 2001a, S. 103). Das zurückliegende Jahrzehnt war mit hoher Wahrscheinlichkeit das wärmste des vergangenen Jahrtausends (IPCC, 2001a, S. 28; ähnlich HOUGHTON, 1997, S. 4). Drei der Jahre zwischen 1995 und 2000 waren die wärmsten seit dem Beginn der Temperaturmessungen (IPCC, 2001a, S. 697).

In Abhängigkeit davon, welchem Szenario die künftige Emissionsentwicklung am ehesten entsprechen wird, sowie in Abhängigkeit von Annahmen über einen Rückgang der SO_2-Emissionen und anderer positiver oder negativer Rückkopplungen ist bis zum Ende des 21. Jahrhunderts ein Anstieg der globalen Mitteltemperatur um 1,4 °C bis zu 5,8 °C zu erwarten (Abbildung 3.2.1-2). Das IPCC weist darauf hin, dass dieser Wert nicht der maximal mögliche Extremwert ist, da einige ungewisse Faktoren in den Modellen nicht berücksichtigt wurden (IPCC, 2001a, S. 555). Ein Anstieg im Bereich zwischen 0,1 °C und 0,2 °C pro Dekade gilt für die nächsten Jahrzehnte als wahrscheinlich. Die Bandbreite des für möglich gehaltenen Temperaturanstiegs hat sich gegenüber den früheren IPCC-Berichten erweitert. Ein Grund für diese Erweiterung liegt in zusätzlichen Ungewissheiten, die mit dem zu erwartenden Rückgang der abkühlend wirkenden SO_2-Emissionen verbunden sind (IPCC, 2001a, S. 13, 71). Eine andere, bereits im zweiten IPCC-Bericht behandelte Quelle der Ungewissheit betrifft die Reaktion des Klimas auf erhöhte Treibhausgaskonzentrationen. Diese so genannte Klimasensitivität („equilibrium climate sensitivity") ist definiert als die Veränderung der globalen Durchschnittstemperatur, die sich nach Modellrechnungen für den Fall einer Verdopplung der CO_2-Konzentrationen

Abbildung 3.2.1-2

Bandbreite möglicher Temperaturerhöhungen



* A1Fl, A1B, A1T, A2, B1, B2, IS92e(hoch), IS92a, IS92c(niedrig) beschreiben Emissions-Szenarien, die alle Treibhausgase erfassen.

** Die dunkelblaue Schattierung repräsentiert die Abdeckung (envelope) des gesamten Sets der 35 SRE-Szenarien, die die Durchschnittsresultate eines einfachen Modell-Ensembles benutzen.

*** SRES vgl. hierzu: Special Report on Emissions Scenarios (Nakicenovic et al., 2000).

Quelle: IPCC, 2001a, S. 555, übersetzt; ausführliche Erläuterungen in IPCC, 2001a, S. 554–557

gegenüber vorindustriellen Werten (560 ppmv gegenüber 280 ppmv) in einem dann entstehenden neuen Klimagleichgewicht herstellt (IPCC, 2001a, S. 533). Das IPCC schätzt, dass die Klimasensitivität in einem Bereich zwischen 1,5 °C und 4,5 °C liegt. Eine neue, am Massachusetts Institute of Technology (MIT) erstellte Untersuchung schätzt, dass die Klimasensitivität in einer Spannbreite von 1,4 °C bis 7,7 °C liegt (FOREST et al., 2002). Dies bestätigt in etwa die Schätzung des IPCC hinsichtlich des unteren Randes, geht aber hinsichtlich des oberen Randes darüber hinaus. Ungeachtet der verbleibenden Ungewissheiten wird die prognostizierte durchschnittliche Erderwärmung die des 20. Jahrhunderts deutlich übertreffen und mit großer Wahrscheinlichkeit jede Temperaturerhöhung der vergangenen 10 000 Jahre übersteigen.

412. Anlass zu großer Besorgnis gibt der Wert am oberen Rande der vom IPCC ermittelten Bandbreite möglicher Temperaturentwicklung (+ 5,8 °C). Im Lichte des Vorsichtsprinzips („precautionary principle“) kommt dem ermittelten Höchstwert besonderes Gewicht bei der klimapolitischen Entscheidungsfindung zu (WOODWARD und BISHOP, 1997, S. 506, s. auch PRINN, 1999, S. 25), obwohl die Eintrittswahrscheinlichkeit der Extremwerte insgesamt geringer ist als die der mittleren Werte. In diesem Zusammenhang ist auch zu berücksichtigen, dass jede durchschnittliche Erderwärmung in den höheren Breitengraden überproportional hoch ausfällt. Eine globale Erwärmung um 5,8 °C würde daher implizieren, dass die Temperaturen in Arktis und Antarktis um 8 °C oder mehr ansteigen könnten. Dies könnte die Entwicklung der globalen Kryosphäre unkalkulierbar machen. Die Masse des Grönlandeises wird laut IPCC auch bei einem geringeren Temperaturanstieg abnehmen. Dies birgt Risiken für die Stabilität des Golfstromes (Tz. 421). Selbst wenn man nicht von dem Extremwert von 5,8 °C ausgeht, sondern nur Temperaturerhöhungen von 3 °C bis 4 °C in Betracht zieht, entzieht sich bei einem derartigen Temperaturanstieg die Entwicklung der terrestrischen Biosphäre, die Anpassungsfähigkeit ökologischer Systeme sowie die Veränderungen in der Agrarproduktion und in der Bereitstellung von Trinkwasser zunehmend der Voraussagbarkeit (WOODWELL und MACKENZIE, 1995). Mit derartig hohen, in erdgeschichtlicher Perspektive extrem kurzfristigen, Temperaturerhöhungen verlässt die Menschheit den Temperaturerfahrungsbereich der letzten 10 000 Jahre. Plötzliche, durch das Überschreiten von Schwellen bewirkte nicht-lineare Veränderungen werden wahrscheinlicher (IPCC, 2001a, S. 456). Eine derartige Erhöhung der globalen Mitteltemperatur zu riskieren, ist unvereinbar mit dem Grundsatz nachhaltiger Entwicklung, mit dem die internationale Gemeinschaft sich zu ihren Verpflichtungen gegenüber zukünftigen Generationen bekannt hat.

413. Im Jahre 2001 bat die neue US-Regierung die Nationalen Akademien der USA um eine Stellungnahme zum IPCC-Report. Die Regierung formulierte die Aufgabenstellung folgendermaßen: „The Administration is conducting a review of U.S. policy on climate change. We seek the Academy's assistance in identifying the areas in the sciences of climate change where there are the greatest certainties and uncertainties. We would also like your views on whether there are any substantive differences between the IPCC Reports and the IPCC Summaries“ (NRC, 2001, Appendix A, S. 27). Diese Anfrage bezieht sich unmissverständlich auf die Veränderungen in der Klimapolitik der US-Regierung, die sich in der Ablehnung des Kyoto-Protokolls niederschlug, und zielte offensichtlich auf eine mögliche naturwissenschaftliche Rechtfertigung der neuen Regierungspolitik. Der Bericht des Ausschusses konnte jedoch eine solche Rechtfertigung nicht liefern, sondern bestätigt im Wesentlichen die Grundaussagen des IPCC-Reports. Es wird mehrfach betont, dass die Aussagen des IPCC repräsentativ für die überwiegende Mehrheit in der naturwissenschaftlichen Fachwelt sind. Es wird anerkannt, dass trotz verbleibender Ungewissheiten die Zuverlässigkeit der Grundaussagen des IPCC gestiegen ist. Die wesentlichen Unsicherheiten seien im IPCC-Report selbst dokumentiert. Der Ausschuss bestätigt auch die Position des IPCC, dass eine länger werdende Indizienkette für einen beginnenden Klimawandel spricht (NRC, 2001, S. 16). Der beobachtete Temperaturanstieg wird im Wesentlichen auf menschliche Aktivitäten zurückgeführt. Die alternative Erklärungshypothese einer Veränderung der Sonnenaktivität wird verworfen. Der Ausschuss weist darauf hin, dass Annahmen über die Wirkung einer veränderten Sonnenaktivität auf das Erdklima ebenfalls mit großen Unsicherheiten behaftet sind, und dass die Wirkungen einer Veränderung der Sonnenaktivität im Vergleich zum Treibhauseffekt gering sind (NRC, 2001, S. 14). Der Ausschuss geht auch auf den Umstand ein, dass die Erderwärmung des 20. Jahrhunderts nicht kontinuierlich verlief und vor 1940 sowie nach 1980 besonders stark war. Diese Diskontinuität sowie die Tatsache, dass zwischen 1946 und 1975 sogar eine leichte Abkühlung zu verzeichnen war, lässt sich durch die Verbrennung von besonders schwefelhaltiger Kohle und die hierdurch verursachten, abkühlend wirkenden SO_2-Emissionen in diesem Zeitraum erklären. Indem er diese Erklärung heranzieht, bestätigt der Ausschuss die Hypothese, dass eine Reduktion der SO_2-Emissionen zum Anstieg der Erwärmung beiträgt und auch in Zukunft beitragen wird.

414. Es findet sich im Bericht des Expertenausschusses allerdings auch die Aussage, dass angesichts der natürlichen Klimavariabilität und der nicht mit letzter Sicherheit auszuschließenden Irrtümer in den grundlegenden Modellannahmen ein unanfechtbarer Kausalbeweis für einen von Menschen verursachten Klimawandel bislang nicht erbracht worden sei, wenngleich empirische Befunde und Modellrechnungen für einen solchen Kausalzusammenhang sprechen (NRC, 2001, S. 17: „a causal linkage (...) cannot be unequivocally established“). Das unbestrittene Fehlen eines definitiven Beweises kann aber eine klimapolitische Untätigkeit nicht rechtfertigen. Die Forderung nach einem unanfechtbaren Kausalbeweis ist angesichts der natürlichen Klimavariabilität sowie aufgrund der Singularität des Geschehens prinzipiell nicht erfüllbar. Neue klimatologische Ansätze beabsichtigen denn auch nicht, einen endgültigen Beweis eines menschlichen Einflusses auf das Klima zu erbringen, sondern versuchen, mithilfe

der Bayes'schen Statistik eine Aussage darüber zu formulieren, mit welcher Wahrscheinlichkeit die so genannte Null-Hypothese („kein menschlicher Einfluss") zurückgewiesen werden kann (SCHRÖDER et al., 2002, Kapitel 1.1). Angesichts der vorhandenen Indizienkette ist diese Wahrscheinlichkeit hoch. Es ist daher rationaler, die Null-Hypothese zu verwerfen als sie zu vertreten. Die häufig erhobene Forderung nach einem „endgültigen und unanfechtbaren Beweis" zeugt eher von politischen Interessen als von Einsicht in die Möglichkeiten und Grenzen der Wissenschaft. Der Umweltrat verweist in diesem Zusammenhang auf den unter anderem im 35. Kapitel der UN-Agenda 21 formulierten Vorsorgegrundsatz: „Angesichts der Gefahren irreversibler Umweltschäden soll ein Mangel an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit nicht als Entschuldigung dafür dienen, Maßnahmen hinauszuzögern, die in sich selbst gerechtfertigt sind" (Agenda 21, 1997, S. 253).

415. Ähnlich wie das IPCC äußert sich der Ausschuss der US-Akademien zur Frage nach einer „ungefährlichen" Höhe der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre zurückhaltend. Es wird betont, dass es sich hierbei um eine Wertentscheidung („value judgement") handele. Eine Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur um mehr als 3 °C könnte aus der Sicht des Ausschusses schwerwiegende Folgen für menschliche Aktivitäten und natürliche ökologische Systeme haben (NRC, 2001, S. 21). Diese Aussage ist relevant für die Festlegung oberer Leitplanken (Tz. 530 f.).

416. Der Ausschuss formuliert die Antwort auf die ihm gestellte Frage nach Divergenzen zum IPCC dahin gehend, dass auch eine Forschergemeinschaft, die ausschließlich aus US-amerikanischen Wissenschaftlern zusammengesetzt worden wäre („a comparable group of only U.S. scientists") nicht zu grundsätzlich anderen Ergebnissen als das IPCC gelangt wäre (NRC, 2001, S. 22). Diese Aussage erschließt sich vor dem Hintergrund der US-amerikanischen Debatte, in der die Befürchtung geäußert wurde, das IPCC sei von US-kritischen Wissenschaftlergruppen dominiert.

Der Ausschuss stellt ferner fest, dass die Aussagen des „Summary for Policymakers" des IPCC inhaltlich nicht wesentlich von den ausführlichen Darstellungen im Bericht der „Working Group I" (IPCC, 2001a) abweichen, sodass der Vorwurf einer „Überdramatisierung" im „Summary" nicht aufrechterhalten werden kann (NRC, 2001, S. 4, wiederholt auf S. 22). Der Ausschuss fordert die US-Regierung ausdrücklich dazu auf, den IPCC-Prozess zu fördern und zu stärken. Folgende Aussage kann als Fazit gelten: „The committee finds that the full IPCC Working Group I (WGI) report is an admirable summary of research activities in climate science, and the full report is adequately summarized in the Technical Summary" (NRC, 2001, S. 4).

3.2.1.1.2 Folgen der Klimaänderung

Globale Folgen

417. Es gilt als sehr wahrscheinlich, dass Höchsttemperaturen ansteigen und Tiefsttemperaturen abnehmen werden, und dass die Anzahl der heißen Tage über fast allen Landflächen zunehmen wird (IPCC, 2001a, S. 528 f.). Landflächen werden sich stärker als Wasserflächen erwärmen. Arktische und antarktische Landflächen werden sich besonders im Winter überproportional stark erwärmen. Die Zahl der Frosttage wird über den meisten Landflächen abnehmen. Die Ausdehnung der Schnee- und Eisflächen wird in der nördlichen Hemisphäre zurückgehen. Die Unterschiede zwischen Tag- und Nachttemperaturen werden geringer werden. Sommerliche Trockenperioden werden zunehmen (IPCC, 2001a, S. 572). Über vielen Landflächen wird mit einer Zunahme von Extremereignissen wie etwa Starkniederschlägen, Überschwemmungen, Hitzewellen und Dürren zu rechnen sein, die je für sich große Schadenspotenziale besitzen. Eine Zunahme der Häufigkeit und der Intensität von Stürmen konnte bislang nicht nachgewiesen werden (IPCC, 2001a, S. 33). Für einige tropische Regionen wird allerdings eine Zunahme der Häufigkeit von Zyklonen befürchtet. Der zu erwartende Anstieg des Meeresspiegels liegt zwischen 0,11 m und 0,77 m bis zum Jahre 2100. Er wird sich nach 2100 weiter fortsetzen. Den größten Unsicherheitsfaktor hierbei stellt die Massenausdehnung des Meerwassers dar (IPCC, 2001a, S. 75 ff.) (s. Tabelle 3.2.1-1).

418. Global werden die durchschnittlichen Niederschläge, die Starkniederschläge sowie die Verdunstung zunehmen (IPCC, 2001a, S. 72 und S. 528). Ein Rückgang der Niederschläge wird für subtropische Regionen erwartet. Einige Modelle prognostizieren einen überproportional starken Rückgang im mediterranen Bereich (IPCC, 2001a, S. 549). Für kontinentale Regionen wird ein Rückgang der Bodenfeuchtigkeit in den Sommermonaten erwartet. In Gegenden mit einer generellen Erhöhung der Niederschläge ist eine Zunahme von Starkniederschlägen sehr wahrscheinlich (IPCC, 2001a, S. 33). Global betrachtet, werden häufigere Starkniederschläge, längere Trockenperioden und eine gesteigerte Evapotranspiration einen starken Einfluss auf Abflussregime und Wasserhaushaltsbilanzen der Oberflächengewässer sowie auf die Grundwasserbildung haben. Der zu erwartende Anstieg des Meeresspiegels kann zudem zu einer Versalzung küstennaher Grundwasserressourcen führen. Von den genannten Faktoren hängen die Wasserversorgung der Bevölkerung und in vielen Regionen der Welt auch die Bewässerungslandwirtschaft ab. Die Wasserversorgung der Bevölkerung und die Lage der Bewässerungslandwirtschaft sind in vielen Weltregionen bereits heute überaus kritisch (hierzu auch GLEICK, 1993; POSTEL, 1993). Diese prekäre Situation wird sich angesichts der Bevölkerungsentwicklung insbesondere im semiariden Trockengürtel, der von Mittelamerika über Nordafrika bis nach Mittelasien reicht, weiter verschärfen. Die weitere Verschlechterung der Trinkwasserversorgung wird in vielen Teilen der Erde gravierende hygienische Probleme aufwerfen. Das IPCC legt auf den bedrohlichen Zusammenhang zwischen Klimawandel und Wasserversorgung großes Gewicht. Allerdings wird es voraussichtlich auch einige Regionen mit einer verbesserten Wasserversorgung geben (z. B. Südostasien).

Die höhere Hochwassergefahr wird zu Bedrohungen von Siedlungsstrukturen und zum Risiko stärkerer Bodenerosion führen. Landverluste an den Küsten werden in naher Zukunft noch eine untergeordnete Rolle spielen. Mittelfristig werden sie jedoch insbesondere in Mündungsgebieten und Inselstaaten große Probleme aufwerfen. Landverluste können bis zur Unbewohnbarkeit küstennaher Regionen (etwa in Bangladesch) und zum gänzlichen Verschwinden ganzer Inselgruppen reichen (z. B. Ozeanien). Das IPCC weist in diesem Zusammenhang auch auf die Problematik von möglichen Umsiedlungen und von Migrationsbewegungen hin. (s. Tabelle 3.2.1-1)

419. Die landwirtschaftliche Produktivität wird in den tropischen und subtropischen Ländern zurückgehen, in den nördlichen Industrieländern dagegen leicht zunehmen. Ein dramatischer Rückgang des Gesamtvolumens der Weltgetreideernte ist eher unwahrscheinlich. Zu befürchten steht aber, dass die Verteilungsprobleme zunehmen werden. Ein Anstieg der globalen Temperatur um wenige Grade kann den Getreidepreis global erhöhen und die Versorgungssicherheit in gefährdeten Regionen bedrohen. Dies würde insbesondere für arme Bevölkerungsgruppen in den Ländern des Südens ökonomische Belastungen und ein erhöhtes Risiko von Hungersnöten mit sich bringen (IPCC, 2001c, S. 6). Die Sicherheit der Nahrungsmittelversorgung in Teilen Asiens und Afrikas könnte abnehmen (IPCC, 2001d, S. 11; s. auch KLEPPER, 2001).

Die Waldgrenzen werden sich nach Norden hin verschieben, aber die globale Waldfläche wird voraussichtlich nicht

Tabelle 3.2.1-1

Globale Folgen der Klimaänderung (Beispiele)

Wahrscheinlichkeit beobachtbarer Veränderungen (zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts)	**Veränderungen**	**Wahrscheinlichkeit erwarteter Veränderungen (während des 21. Jahrhunderts)**
Wahrscheinlich	Höhere Maximaltemperaturen und mehr heiße Tage[a] für nahezu alle Landgebieten	Sehr wahrscheinlich
Sehr wahrscheinlich	Höhere Minimumtemperaturen, weniger kalte Tage und Frosttage für nahezu alle Landgebiete	Sehr wahrscheinlich
Sehr wahrscheinlich	Reduzierte tägliche Temperaturunterschiede	Sehr wahrscheinlich
Wahrscheinlich für viele Gebiete	Anstieg des „heat index“ [b] für Landgebiete	Wahrscheinlich für die meisten Gebiete
Wahrscheinlich für viele der Landgebiete mittlerer bis nördlicher Breiten auf der nördlichen Hemisphäre	Stärkere Niederschlagsereignisse[c]	Sehr wahrscheinlich für viele Gebiete
Wahrscheinlich, in einigen wenigen Gebieten	Verstärkte sommerliche Trockenheit verbunden mit der Gefahr von Dürren	Sehr wahrscheinlich für die meisten kontinentalen Zentralregionen der mittleren Breiten (Mangel an übereinstimmenden Erwartungen in anderen Gebieten)
In den wenigen verfügbaren Studien nicht beobachtet	Anstieg der Spitzenwindgeschwindigkeiten in tropischen Zyklonen[d]	Wahrscheinlich für einige Gebiete
Unzureichende Datengrundlage für eine Beurteilung	Anstieg der Durchschnitts- und Niederschlagsintensitäten bei tropischen Zyklonen[d]	Wahrscheinlich für einige Gebiete

[a] Heiße Tage im Verhältnis zu solchen, deren Maximaltemperatur solche Temperaturen erreicht oder übersteigt, die als Grenzwerte im Hinblick auf Beeinträchtigungen des Menschen und der Natur angesehen werden. Gegenwärtige Grenzwerte variieren regional, jedoch typische Werte sind 32 °C, 35 °C oder 40 °C.
[b] Der „heat index“ ist bezogen auf eine Kombination von Temperatur und Luftfeuchtigkeit und misst die Wirkungen auf das menschliche Wohlbefinden.
[c] Für andere Gebiete besteht entweder eine unzureichende Datengrundlage oder es existieren widersprüchliche Ergebnisse.
[d] Vergangene und zukünftige Veränderungen bezüglich Auftrittsort und -häufigkeit sind unbestimmt.

Quelle: IPCC, 2001a, S. 575, übersetzt

klimabedingt zurückgehen. Zumindest mittelfristig könnte – das Problem der Rodungen tropischer und borealer Wälder ausgeklammert – mit einer Waldflächenzunahme sowie mit durch den CO_2-Düngeeffekt bewirkten Produktivitätszuwächsen zu rechnen sein (SCHÄFER, 2002).

Was die Konsequenzen der Erderwärmung für ökologische Systeme anbetrifft, so sind einige Systemtypen durch eine Erwärmung in ihrer Existenz bedroht. Dies betrifft Mangrovenwälder, Korallenriffe sowie hochalpine und arktische Ökosysteme. Eine vertikale Verlagerung alpiner Ökosysteme in höhere Regionen wird in vielen Gebirgsregionen (z. B. Alpen) bereits gegenwärtig beobachtet. Das so genannte Ausbleichen und teilweise Absterben von Korallen geht mit großer Wahrscheinlichkeit auf erhöhte Temperaturen des oberflächennahen Meerwassers zurück.

Das Eintreten der hier nur ansatzweise skizzierten globalen Klimafolgen wird vom IPCC als sehr wahrscheinlich eingeschätzt. Andere Veränderungen, wie etwa eine Destabilisierung des westantarktischen Eisschildes und die Abschwächung der thermohalinen Zirkulation mitsamt der Gefahr des Erliegens des Golfstroms, liegen im Bereich des Möglichen, ihre Eintrittswahrscheinlichkeit kann aber bislang nur unzureichend beurteilt werden (Tz. 421).

Klimaveränderungen in Europa

420. Der Beitrag der Europäischen Union zum dritten IPCC-Bericht, das ACACIA-Projekt, konzentriert seine Betrachtungsweise der Klimaänderungen und deren Folgen auf die geographische Region Europa (PARRY, 2000). Eine solche regionalisierte Betrachtung kann Aufschluss über Handlungsbedarf und über die Möglichkeiten zur Anpassung an veränderte Bedingungen geben. Unakzeptabel wäre es dagegen, die Ergebnisse gebietsspezifischer Untersuchungen für Entwarnungszwecke zu nutzen, sofern sie eine Minderbetroffenheit der jeweils eigenen Region ergeben.

Der ACACIA-Bericht kommt zu dem Ergebnis, dass die Erwärmung über Europa im Laufe des 20. Jahrhunderts 0,8 °C betrug und damit oberhalb des globalen Mittels lag. Die Erwärmung wurde weniger durch steigende Tagestemperaturen als durch höhere Nachttemperaturen bewirkt. Sie verlief in Europa regional differenziert. Am geringsten war sie in Mitteleuropa; Höchstwerte erreichte sie auf der iberischen Halbinsel und in Nordwest-Russland. Mit der Erwärmung geht eine Verlängerung der Vegetationsperiode um durchschnittlich zehn Tage während der letzten vier Jahrzehnte einher, außerdem eine Zunahme der gesamten jährlichen Niederschläge zwischen 10 % und 40 % in Nordeuropa und ein Rückgang der Niederschläge in Südeuropa um etwa 20 %. Generell wird eine Zunahme der winterlichen Niederschläge erwartet. Eine insgesamt erhöhte Niederschlagsmenge kann allerdings mit einer Veränderung in der Verteilung einhergehen (Wechsel von Starkregen zu niederschlagsarmen Perioden). Das Verhalten der Sommerniederschläge ist weniger sicher vorherzusagen als das der winterlichen Niederschläge. Der Rückgang der gesamten sowie der sommerlichen Niederschläge im mediterranen Bereich, der sich in den Modellrechnungen zeigt, könnte langfristige Auswirkungen auf die Landwirtschaft und auch auf den Tourismus haben.

Besonders die kalten Winter werden in Europa seltener werden. Die Sommer werden insgesamt wärmer. In den nordeuropäischen Ländern wird eine für die Landwirtschaft günstige Entwicklung für möglich gehalten. Für Szenarien mit niedrigen Treibhausgasemissionen unterscheidet sich die Erwärmung über Europa nicht signifikant von der natürlichen Klimavariabilität. Für die Szenarien mit hohen Emissionen würden Sommer zur Regel werden, die nach heutigen Maßstäben als „heiße“ Sommer zu bezeichnen sind. Die Aussagekraft dieser Modellergebnisse ist aufgrund der großen Spannbreite zwischen den Ergebnissen verschiedener Modellrechnungen jedoch eingeschränkt. Regionale Aussagen über Verlagerungen der Küstenlinien sind überwiegend sehr unsicher, da innerhalb Europas sowohl Auf- als auch Abwärtsbewegungen der Landmassen zu verzeichnen sind.

421. Das für Europa gravierendste Risiko stellt eine mögliche Abschwächung oder ein kompletter Ausfall des Golfstromes dar. Ohne den Golfstrom ist die Kultur Europas in ihrer uns bekannten Form gefährdet. Erdgeschichtlich betrachtet, unterlag die Intensität des Golfstromes mehrfach größeren Schwankungen. In neuen Modellberechnungen erwies sich der Golfstrom stabiler als angenommen, da das gegenwärtige Warmklima insgesamt stabiler zu sein scheint als das eiszeitliche Klima (GANOPOLSKI und RAHMSTORF, 2001). Der Golfstrom wird sich daher während der nächsten 100 Jahre vermutlich abschwächen, voraussichtlich aber nicht zum Erliegen kommen. Für die Zeit nach 2100 hält das IPCC einen möglicherweise irreversiblen Ausfall des Golfstromes jedoch nicht für ausgeschlossen (IPCC, 2001a, S. 16, 529 ff. und 562). Die Schwelle für einen Ausfall könnte eher erreicht werden, falls die Erderwärmung rapide statt allmählich erfolgt (IPCC, 2001c, S. 9). Die Modellierungen der möglichen langfristigen Veränderungen der thermohalinen Zirkulation weisen große Unsicherheiten auf (IPCC, 2001a, S. 73). Dies betrifft besonders die Fragen, ob sich die Abschwächung des Golfstromes bis hin zum kompletten Ausfall fortsetzt und ob sich ein solcher Ausfall bei einer Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen als reversibel erweisen könnte. Nicht befriedigend geklärt ist auch, wie sich die gegenläufigen Tendenzen der klimabedingten Erwärmung und der Abschwächung des Golfstromes auf Europa auswirken könnten. Insgesamt ist festzustellen, dass hier ein Risiko mit einer nicht exakt zu quantifizierenden Eintrittswahrscheinlichkeit und einem extrem hohen Schadenspotenzial vorliegt. Dieses Risiko erhöht sich mit der Höhe der Treibhausgaskonzentrationen sowie mit der Geschwindigkeit ihres Anstiegs. Bei einer Fortsetzung bisheriger Trends ist dieses Risiko unvertretbar hoch (ebenso WBGU, 1999).

Ausbreitung von Tropenkrankheiten und deren Vektoren

422. Zu befürchten ist auch, dass aufgrund der veränderten klimatischen Bedingungen Verbreitungsgebiete

klassischer Tropenkrankheiten innerhalb Europas entstehen bzw. sich vergrößern könnten. Aufgrund der gesundheitspolitischen Bedeutung dieser möglichen Gefährdung wird der Stand der diesbezüglichen Forschung im Folgenden gesondert dargestellt.

Die Ausbreitung von Tropenkrankheiten aufgrund einer klimabedingt erhöhten Durchschnittstemperatur wird mittlerweile als wahrscheinlich erachtet (WBGU, 2001). Damit besteht das Risiko, dass sich auch Krankheiten wieder ausbreiten, die in weiten Teilen Europas bislang nicht vorkamen oder als ausgerottet angesehen wurden.

Welche Einflüsse lokale Klimaveränderungen auf die Etablierung von Krankheitserregern oder Vektoren (Überträger von Krankheitserregern, z. B. Moskitos, Zecken, Milben, Bremsen) haben, ist noch nicht geklärt. Faktoren, die für das Auftreten neuer und (anscheinend) zeitweilig verschwundener Krankheiten verantwortlich sind, können nur durch breite epidemiologische Untersuchungen unter Berücksichtigung klimatisch entstandener und parasitologisch bedeutender Nischengebiete geklärt werden (PATZ et al., 1996). Bisher existieren bezüglich der Situation in Deutschland keine aussagefähigen Studien. In den an Deutschland angrenzenden Ländern sind solche Einflüsse bisher nur regional betrachtet und geschätzt worden.

Um zu einer verbesserten Abschätzung zu gelangen, wird seit kurzem vom Umweltbundesamt das Projekt „Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Ausbreitung von humanmedizinisch relevanten Krankheitserregern über tierische Vektoren in Deutschland“ durchgeführt.

423. International gibt es zurzeit eine intensive Fachdiskussion zum Thema „Risiko einer Ausbreitung von neuen oder wiederauftretenden Krankheiten, die durch Vektoren verbreitet werden“ (Risk from emerging and resurging vector-borne diseases) (FAULDE und HOFFMANN, 2001; GRATZ, 1999). Deutschland schien von den hier diskutierten Entwicklungen bislang nicht betroffen zu sein. Die Zusammenstellung der bekannten Daten zu diesem Problem ergibt jedoch, dass in Deutschland bisher nicht vermutete Krankheitserreger und deren Vektoren vorhanden sind. Allerdings existieren noch keine Untersuchungen zu der Frage, welche Rolle hierbei die Veränderung des Klimas spielt (MENNE et al., 2000).

424. Krankheitserreger selbst können durch infizierte Personen, aber auch durch Haustiere (z. B. Leishmaniose durch Hunde) oder Wildtiere (Viren durch Zugvögel) importiert werden. Eingeführte bzw. (etwa aus dem Urlaub) wieder eingeführte Haustiere bringen in Deutschland bisher nicht festgestellte Krankheitserreger mit. Unter für sie günstigen Bedingungen können diese auf zur Übertragung befähigte einheimische Vektoren treffen und sich über diese weiter verbreiten (JETTEN et al., 1996). Ebenso besteht die Möglichkeit, dass von Reisenden eingeschleppte Krankheitserreger oder parasitäre Vektoren sich im jeweiligen Heimatland verbreiten. Erste Belege über die Ausbreitung von Überträgern und Krankheiten können daher verschiedene Ursachen haben. Dabei sind Klimaveränderungen nur einer von verschiedenen Faktoren.

425. Es existieren Hinweise darauf, dass eine Ausdehnung des Verbreitungsgebiets von Infektionskrankheiten bereits erfolgt. So konnte die Ausbreitung von Vektoren, die aus dem Mittelmeerraum stammen, kürzlich nachgewiesen werden: Phlebotomen (Sandmücken) sind Überträger der Leishmaniose bei Hund und Mensch. Dieser Vektor ist kürzlich erstmals auch in Deutschland entdeckt worden (NAUCKE und PESSON, 2000). Im selben Jahr trat ein endemischer Leishmaniose-Fall in Deutschland auf, bei dem die Wahrscheinlichkeit besteht, dass die Infektion von einem Hund auf einheimische Sandmücken und von dort auf das betroffene Kind übertragen wurde. Entsprechende Verdachtsfälle zur Verschleppung von Leishmaniosen gibt es auch in Österreich.

Malaria war früher in Europa bis nach Skandinavien, Mittelfinnland und England endemisch. In Deutschland wurde sie erst 1954, in Griechenland 1973 ausgerottet. Selbst angrenzende Länder wie die Türkei waren zu diesem Zeitpunkt malariafrei. Beunruhigend ist, dass in den letzten Jahren in europäischen Ländern wie Bulgarien, Griechenland und Italien wieder autochthone (an Ort und Stelle bzw. ohne Fremdeinwirkung entstandene) Malariafälle aufgetreten sind. Es besteht hier die Gefahr, dass die Malaria wieder endemisch wird, wenn die entsprechenden Vektoren im Land vorkommen (GITHEKO et al., 2000). Als Folge der Öffnung Osteuropas muss mit Importen von Krankheitserregern nicht nur von Süd nach Nord, sondern auch von Ost nach West gerechnet werden.

Die Rolle der Vektoren für die Übertragung von Malariaparasiten und Gelbfieberviren auch aufgrund von Einschleppungsfällen ist allgemein bekannt. Wenige Erkenntnisse gibt es über die Verbreitung anderer Viren, die in Westeuropa von Stechmücken übertragen werden. So gab es z. B. Krankheitsausbrüche, die durch das West-Nil-Virus 1996 in Rumänien verursacht wurden; das Sindbis-Virus führte zwischen 1981 und 1995 mehrfach zu Erkrankungen. Im Mittelmeergebiet kamen früher das Dengue- und das Gelbfieber-Virus vor. Durch das Einschleppen des Tigermoskitos Aedes albopictus nach Italien und Frankreich ist eine kritische Situation entstanden, denn diese Mücke ist ein gut geeigneter Dengue- und Gelbfiebervektor (KNUDSEN et al., 1996; RODHAIN, 1995). Das Denguefieber wird höchstwahrscheinlich in einem vergleichbaren Umfang wie Malaria von Reisenden nach Deutschland mitgebracht. Es wird jedoch selten als solches diagnostiziert. Eine von Ägypten ausgehende Invasion des Rifttal-Virus im Mittelmeerraum wird ebenfalls für möglich erachtet.

426. Klimatisch veränderte Wärmeperioden bieten manchen Vektoren und Krankheitserregern Entwicklungsbedingungen, die für ihre weitere Ausbreitung förderlich sein können. Tatsächlich hat sich herausgestellt, dass ein Anstieg der Temperatur (im Gegensatz zur Feuchtigkeit) der entscheidende Faktor für die Übertragung einer viralen oder parasitären Infektion ist (LINDSAY und BIRLEY, 1996; REISEN et al., 1993). Aus welchen Gründen es zu plötzlichen Anstiegen der Erkrankungsfälle in einzelnen Kleinregionen kommt und weshalb in bestimmten Gebieten bewährte patienten-, vektor- und umweltorientierte

Bekämpfungsmaßnahmen nicht mehr oder nur unzulänglich greifen, ist allerdings bislang für die meisten Fälle ungeklärt. Deshalb ist weitere Forschung zum Einfluss klimatischer und landschaftsverändernder Faktoren auf Erreger, Erregerreservoire und Überträger notwendig. Dies betrifft unter anderem den Mittel- und Fernreise- sowie den Nutztierhandelsverkehr per Flugzeug, Schiff und Bahn mit Osteuropa, Nordamerika, dem südlichen Südamerika sowie dem zentralen und östlichen Asien als Erreger- und Vektorenverbreitungsschiene.

3.2.1.2 Die Klimaschutzpolitik der Bundesregierung

427. Bereits 1990 hat die Bundesregierung die Verminderung der Kohlendioxid-Emissionen um 25 % bis 30 % bis 2005 (gegenüber 1987) zum politischen Ziel erklärt. Auf dem Weltklimagipfel in Berlin 1995 legte sie sich auf ein Minderungsziel von 25 % mit dem neuen Bezugsjahr 1990 fest. Im nationalen Klimaschutzprogramm vom 18. Oktober 2000 hat die Bundesregierung das 25 %-Reduktionsziel erneut bekräftigt.

Mit der Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls hat sich die EU – vorbehaltlich der noch ausstehenden Ratifikation – auf eine Reduktion der sechs vom Kyoto-Protokoll erfassten Treibhausgase im Zielzeitraum 2008 bis 2012 um 8 % im Verhältnis zum Basisjahr 1990 (für CO_2, CH_4 und N_2O) bzw. 1995 (fakultatives Basisjahr für H-FKW, FKW und SF_6) festgelegt. Für die einzelnen Mitgliedstaaten der EU sind im Kyoto-Protokoll ebenfalls Reduktionsquoten von 8 % vorgesehen. Reduktionsverpflichtete Staaten können jedoch vereinbaren, dass sie ihre Reduktionsziele gemeinsam erfüllen; die von einzelnen Vertragsparteien übernommenen Verpflichtungen gelten dann als erfüllt, wenn die an der Vereinbarung Beteiligten gemeinsam die Gesamtquote erfüllen, die sich aus der Summe ihrer individuellen Verpflichtungen ergibt (so genanntes *joint fulfilment,* Artikel 4 Kyoto-Protokoll). Auf dieser Grundlage haben die Mitgliedstaaten der EU mit den Schlussfolgerungen des Rates vom 16. Juni 1998 eine von den Reduktionsquoten des Kyoto-Protokolls stark abweichende Lastenverteilung vereinbart, die mit der Ratifikation des Kyoto-Protokolls durch die EU rechtsverbindlich werden soll (s. KOM[2001]579 endg.). Einige Länder dürfen nach dieser Vereinbarung ihre Emissionen noch erheblich steigern. Frankreich wird nur zur Stabilisierung auf dem Niveau des Bezugsjahres verpflichtet. Reduziert werden sollen die Emissionen in acht Mitgliedstaaten, denen Reduktionsquoten in unterschiedlicher Höhe zugewiesen sind, wobei Deutschland mit einer Verpflichtung zur Reduktion um 21 % zu den Mitgliedstaaten mit den höchsten prozentualen Minderungsverpflichtungen gehört und einen außerordentlich hohen Teil der tatsächlichen gesamteuropäischen Lasten übernommen hat (Tabelle 3.2.1-2). Aufgrund des längeren Zeithorizonts und weil sich die Reduktionsverpflichtung nach der EU-Lastenteilungsvereinbarung nicht nur auf CO_2, sondern auf eine Gruppe von Treibhausgasen bezieht, die aufgrund anderer Politiken teilweise bereits in der Vergangenheit stark reduziert worden sind, ist das 21 %-Ziel nach der europäischen Lastenteilungsvereinbarung (im Folgenden: Kyoto-Ziel) allerdings leichter erreichbar als das deutlich anspruchsvollere nationale Klimaschutzziel. Das innerhalb Europas übernommene Reduktionsziel ist bereits zu 85 % erfüllt, das nationale Ziel – die Reduktion der CO_2-Emissionen bis 2005 um 25 % – dagegen erst zu etwa 60 %.

Tabelle 3.2.1-2

Emissionsminderungsverpflichtungen und Zuwachsspielräume für Kyoto-Treibhausgase nach der EU-Lastenverteilungsvereinbarung

	Emissionsminderungsverpflichtungen und Zuwachsspielräume in Prozent
Belgien	*– 7,5*
Dänemark	*– 21*
Deutschland	*– 21*
Finnland	*0*
Frankreich	*0*
Griechenland	*+ 25*
Irland	*+ 13*
Italien	*– 6,5*
Luxemburg	*– 28*
Niederlande	*– 6*
Österreich	*– 13*
Portugal	*+ 27*
Schweden	*+ 4*
Spanien	*+ 15*
Vereinigtes Königreich	*– 12,5*

Quelle: KOM(2001)579 endg., verändert

Aus den Empfehlungen der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ (Enquete-Kommission, 1995) hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) Klimaschutzerfordernisse abgeleitet, die unter anderem bis zum Jahr 2020 verglichen mit 1990 CO_2-Emissionsreduzierungen um 40 % ergeben (BMU, 2000a). Dieses Ziel ist derzeit Gegenstand einer kontroversen politischen und wissenschaftlichen Debatte (Abschnitt 3.2.1.2.6.1).

3.2.1.2.1. Bisherige Emissionsentwicklung auf nationaler Ebene

Entwicklung in Deutschland seit 1990

428. Von 1990 bis 2000 konnte ein Rückgang der Emissionen der sechs im Kyoto-Protokoll genannten Treibhausgase in Deutschland um mehr als 18 % beobachtet werden. Die CO_2-Emissionen sind nach Angaben des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung (DIW) von 1 014,8 Mio. Tonnen im Jahr 1990 auf 859,1 Mio. Tonnen im Jahr 2000 zurückgegangen (ZIESING, 2001a). Damit verringerte sich der tatsächliche CO_2-Ausstoß um 15,3 %. Da die Entwicklung des energiebedingten CO_2-Ausstoßes wesentlich von den jährlichen Temperaturschwankungen beeinflusst wird, kann es sinnvoll sein, eine Temperaturbereinigung der Emissionen durchzuführen. Die Unterschiede zu den obigen Daten, die sich mit der Temperaturbereinigung ergeben, sind allerdings für den Zeitraum von 1990 bis 2000 nicht groß. Die temperaturbereinigten Emissionen fielen um 14,8 %. Davon wurden 87 % von 1990 bis 1995 realisiert und nur 13 % von 1995 bis 2000. Im Jahr 2000 war der Wert der tatsächlichen CO_2-Emissionen gegenüber dem Vorjahr nahezu unverändert. Temperaturbereinigt musste sogar ein Zuwachs von 0,8 % verzeichnet werden (EICHHAMMER et al., 2001, S. 8; ZIESING, 2001a; vgl. SRU, 2000, Tz. 716).

Ursachen

429. Der bedeutsamste Einzelfaktor für die bisherige Reduktionsbilanz ist der Transformationsprozess in den neuen Bundesländern. Hier ist eine Steigerung der Effizienz im Einsatz von Produktionsfaktoren und ein ausgeprägter Strukturwandel zu beobachten. So ist die CO_2-Intensität (gemessen als Relation zwischen den gesamten CO_2-Emissionen und dem realen BIP) in den neuen Ländern um 46 % im Zeitraum von 1990 bis 1995 gesunken. Eine neue deutsch-britische Studie kommt allerdings zu dem Ergebnis, dass neben den durch die Wiedervereinigung bedingten Emissionsminderungen ein darüber hinausgehender „Politikeffekt“ verzeichnet werden kann. Bei der Abschätzung dieses Politikeffekts wurden die in dieser Zeitspanne auftretenden Auswirkungen der Liberalisierung des Strommarktes nicht eingerechnet; außer Betracht blieb selbstverständlich auch der autonome technische Fortschritt in der Industrie (EICHHAMMER et al., 2001, S. 15 ff.). Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass politische Maßnahmen zu einem Anteil von etwa 40 % an der energiebedingten CO_2-Reduktion zwischen 1990 und 2000 beitrugen. Was den Rückgang der Gesamtheit der Treibhausgase (18,2 %) angeht, wird der Politikanteil sogar auf 53 % geschätzt (EICHHAMMER et al., 2001, S. 39). Das verbreitete Argument, der deutsche Klimaschutz sei nur durch den Zusammenbruch der ostdeutschen Wirtschaft erfolgreich („wall-fall-profits“), ist demnach deutlich zu relativieren.

Wesentlichen Anteil an den CO_2-Minderungen hat die Erhöhung des Beitrags CO_2-freier Energieträger im Energieportfolio von 11,9 % (1990) auf rund 15 % (2000). Für die zweite Hälfte der Neunzigerjahre sind hier der durch verstärkte Förderung stark gestiegene Anteil erneuerbarer Energiequellen, aber auch die noch leicht angestiegene nukleare Stromerzeugung zu nennen. Als weitere Ursache für die erreichte Emissionsminderung kann die Substitution von Kohle durch Öl und Gas angeführt werden, die den durchschnittlichen CO_2-Gehalt des fossilen Primärenergieverbrauchs von 1995 bis 2000 um 8 % sinken ließ (EICHHAMMER et al., 2001, S. 5 ff.). Für das Jahr 2000 war eine Zunahme der CO_2-Emissionen im Energieerzeugungs- und -umwandlungssektor um gut 2 % zu verzeichnen (ZIESING, 2001b, S. 735). Dieser Anstieg ist in erster Linie auf die Inbetriebnahme neuer Braunkohlekraftwerke in den neuen Bundesländern zurückzuführen, durch die bereits früher stillgelegte, weniger effiziente Anlagen ersetzt wurden (ZIESING, 2001b).

Die stärkste CO_2-Emissionsminderung wurde in den Sektoren Industrie (30,5 % von 1990 bis 2000) und Energiewirtschaft (17,7 %) erzielt. Die CO_2-Emissionen der Haushalte sanken im selben Zeitraum um 11,5 %, was unter anderem auf milde Winter zurückzuführen ist. Als besonders problematisch erweist sich der Verkehrssektor. Hier nahm der Ausstoß von Kohlendioxid mit 12,8 % deutlich zu (ZIESING, 2001a).

3.2.1.2.2 Das nationale Klimaschutzprogramm

430. Am 18. Oktober 2000 wurde von der Bundesregierung ein neues nationales Klimaschutzprogramm verabschiedet (Bundestagsdrucksache 14/4729), um das im internationalen Vergleich sehr ambitionierte nationale CO_2-Minderungsziel (25 % bis 2005 gegenüber 1990, s. Tz. 427) noch zu erreichen. Das Klimaschutzprogramm umfasst einen detaillierten Maßnahmenkatalog und formuliert erstmals auch sektorale Teilziele.

431. Die Bundesregierung geht in ihrem neuen nationalen Klimaschutzprogramm davon aus, dass mit den bereits zuvor ergriffenen Maßnahmen (unter anderem der ökologischen Steuerreform, dem Erneuerbare-Energien-Gesetz, dem Markteinführungsprogramm für erneuerbare Energien, dem 100 000-Dächer-Programm und der Förderung schwefelarmer Kraftstoffe) bis zum Jahr 2005 nur eine CO_2-Minderung von 18 % bis 20 % gegenüber 1990 erzielbar wäre. Nach dieser Berechnung verblieb ein Defizit gegenüber der Zielsetzung von 5 bis 7 Prozentpunkten oder 50 bis 70 Mio. t CO_2 pro Jahr. Anderen Prognosen zufolge muss davon ausgegangen werden, dass die Lücke noch größer war. So kam die Schätzung der Prognos AG und des Energiewirtschaftlichen Instituts der Universität Köln (EWI) aus dem Jahre 1999, die freilich noch nicht alle in die Berechnung der Bundesregierung eingegangenen bereits ergriffenen Maßnahmen berücksichtigen konnte, zu dem Ergebnis eines im Jahre 2005 gegenüber 1990 nur um 14 % niedrigeren Emissionsniveaus (SCHLESINGER et al., 1999; vgl. SRU, 2000, Tz. 1249).

Zur Schließung der Minderungslücke sieht das Klimaschutzprogramm eine Reihe weiterer Maßnahmen vor. Kern des neuen Programms ist eine sektorale Zuweisung von Minderungsanteilen; danach sollen durch zusätzliche Minderungsmaßnahmen die privaten Haushalte und der

Gebäudebereich jährlich weitere 18 bis 25 Mio. t CO_2, die Energiewirtschaft und die Industrie 20 bis 25 Mio. t CO_2 und der Verkehrssektor 15 bis 20 Mio. t CO_2 bis 2005 gegenüber 1990 einsparen. Das Potenzial zur Reduzierung von Treibhausgasen in der Abfallwirtschaft und der Landwirtschaft wurde nicht mit einbezogen. Zu den bedeutendsten Einzelmaßnahmen gehören der Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung, die Energieeinsparverordnung, das Förderprogramm zur CO_2-Minderung im Gebäudebestand und die Erklärung der Deutschen Wirtschaft zum Klimaschutz (Tz. 434, 446, 489 ff.). Das Maßnahmenbündel im Verkehrsbereich umfasst unter anderem eine streckenbezogene Schwerverkehrsabgabe, Investitionen in die Schieneninfrastruktur, die Förderung verbrauchsarmer Pkw, Vereinbarungen mit der Automobilindustrie und Informations- und Aufklärungskampagnen (Tz. 435). Insgesamt hat die Bundesregierung damit seit Herbst 1998 64 Politiken und Einzelmaßnahmen zur CO_2-Minderung eingeführt oder vorgeschlagen. Davon ist nur ein Teil bezüglich seines potenziellen Beitrags zur Minderung von CO_2-Emissionen (vereinzelt auch CH_4) bis zum Jahr 2005 quantifiziert worden. Diese quantifizierten Maßnahmen sind in Tabelle 3.2.1-3 aufgeführt.

Beurteilung der Maßnahmen – Allgemeines

432. Der Umweltrat begrüßt die Beibehaltung des im Vergleich zu anderen Industrieländern sehr ambitionierten CO_2-Minderungsziels von 25 % bis zum Jahr 2005. Die Maßnahmenplanung des Klimaschutzprogramms zeigt, dass die Bundesregierung das selbstgesetzte Ziel ernsthaft anstrebt.

Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die Festlegung sektoraler Ziele mit dem Kriterium möglichst kosteneffizienter Reduktionsstrategien konfligieren kann, da in einzelnen Sektoren möglicherweise noch über das sektorale Ziel hinaus wesentlich kostengünstigere Vermeidungsstrategien erschlossen werden können als in den anderen Sektoren. Unter Kosteneffizienzgesichtspunkten wäre daher bei vorgegebenen Reduktionszielen einer sektorübergreifenden Optimierung grundsätzlich der Vorzug einzuräumen (Tz. 478). Daher betrachtet der Umweltrat die sektorale Verantwortungszuweisung als „second-best-Lösung“.

Die Lastenverteilung zwischen den Sektoren ist außerdem nicht hinreichend wirksam ausgestaltet. Eine Interministerielle Arbeitsgruppe (IMA CO_2-Reduktion) ist beauftragt, bis zum Jahr 2003 Bericht zu erstatten, welche sektoralen Maßnahmen die beabsichtigten Minderungsbeiträge voraussichtlich verfehlen werden. Für den Fall einer sich abzeichnenden Zielverfehlung in einzelnen Sektoren sind jedoch keine konkreten, verschärften Maßnahmen vorgesehen; vielmehr soll in diesem Fall das entstehende Defizit durch verstärkte Anstrengungen in den anderen Sektoren kompensiert werden. Damit besteht nicht nur die Möglichkeit, sondern geradezu ein Anreiz für einzelne Sektoren, ihre Pflichten und Verantwortlichkeiten auf andere abzuwälzen.

433. Der Umweltrat befürchtet, dass bei vielen der zur Schließung der Deckungslücke geplanten CO_2-Minderungsmaßnahmen die Beiträge nicht in der angesetzten Höhe realisiert werden können. So soll ein großer Teil der vorgesehenen Einsparungen durch freiwillige Vereinbarungen erzielt werden (s. Tabelle 3.2.1-3). Der Umweltrat hat sich wiederholt skeptisch zu diesem Instrument geäußert (Tz 447; SRU, 2000, Tz. 752 ff.; ausführlich SRU, 1998, Tz. 275 ff.) und sieht es nicht als zielführend an, dass zentrale Beiträge zum Klimaschutz durch freiwillige Vereinbarungen realisiert werden sollen, die inhaltliche Defizite aufweisen und bislang nicht mit wirksamen Sanktionen für den Fall der Zielverfehlung versehen sind (näher Tz. 449 f. und Tz. 495).

Des Weiteren hat der Umweltrat Zweifel an der zeitgerechten Realisierbarkeit des im Klimaschutzprogramm angesetzten Emissionsminderungspotenzials bei denjenigen Maßnahmen, deren volle Wirksamkeit sich erst mit Zeitverzögerung einstellen wird. Hier sind z. B. die am 1. Februar 2002 in Kraft tretende Energieeinsparverordnung (s. Tz. 434) und die Modernisierung von KWK-Anlagen zu nennen. Bereits Mitte der Neunzigerjahre erwartete man eine erhebliche kurzfristige CO_2-Minderung durch die Neufassung der Wärmeschutzverordnung und der Heizungsanlagenverordnung, die Förderprogramme der Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) zur Wohnraummodernisierung und CO_2-Einsparung sowie die Öko-Zulage bei der Eigenheimförderung. Die erwartete Entwicklung einer relativ kurzfristigen CO_2-Minderung trat aber nicht ein (BARTHOLMAI, 2000).

Der Umweltrat bezweifelt außerdem, dass angesichts des starken Verkehrszuwachses die ergriffenen Maßnahmen zur Erreichung des CO_2-Ziels für diesen Sektor ausreichen werden (näher dazu Tz. 435 ff.).

Sektor private Haushalte

434. Im Sektor private Haushalte sind die Energieeinsparverordnung (BGBl I 2001, S. 3085 bis 3102) sowie die Förderprogramme zur rationellen Energienutzung im Gebäudebestand und Maßnahmen zur Reduzierung des Stromverbrauchs (insbesondere Stromeinsparung bei Elektro- und Elektronikgeräten) als wichtigste Maßnahmen zur CO_2-Minderung zu nennen. Die Energieeinsparverordnung und die zinsverbilligten Darlehen der Kreditanstalt für Wiederaufbau etwa zur Wärmedämmung oder zur Erneuerung von Heizungsanlagen in den privaten Haushalten werden sich jedoch erst langfristig auswirken. Daher sieht der Umweltrat nicht, wie in der verbleibenden Zeit bis zum Jahr 2005 mit den zuvor genannten Maßnahmen das im nationalen Klimaschutzprogramm festgelegte Sektorziel einer CO_2-Emissionsminderung von 18 bis 25 Mio. Tonnen gegenüber 1990 erreicht werden kann.

Grundsätzlich hält der Umweltrat die Energieeinsparverordnung für ein zielführendes Instrument. Zu begrüßen ist insbesondere, dass sie direkt den CO_2-relevanten Primärenergieverbrauch reguliert. Die Verordnung ist allerdings vielfach wegen ihrer Kompliziertheit kritisiert worden. Tatsächlich ist sie für nicht entsprechend fachlich qualifizierte Anwender schwer verständlich. Grundsätzlich vermeidbar wäre hohe Komplexität in diesem speziellen Regelungsbereich aber nur, wenn ein völlig anderer Steuerungsansatz, nämlich eine entschiedenere, auch für

Tabelle 3.2.1-3

Politiken und Maßnahmen zur Verminderung von Treibhausgasemissionen seit Herbst 1998 mit quantifiziertem Minderungspotenzial

Bezeichnung der Maßnahme	Erwartete Beiträge zur Minderung von Treibhausgasemissionen bis 2005 gegenüber 1990 (Mio. t CO_2/Jahr)	Sektoren
Ökologische Steuerreform	10*	sektorübergreifend
Energieeinsparverordnung (EnEV)	4	private Haushalte
Förderprogramm zur Energieeinsparung im Gebäudebestand	5–7	
Maßnahmen im Bereich Stromverbrauch, insbesondere Stand-by-Verbrauch von Elektro- und Elektronikgeräten in Haushalten und Büros; Ausweitung der Energieverbrauchskennzeichnung/ freiwillige Selbstverpflichtung der Gerätehersteller	5	
Förderung des Erdgaseinsatzes	3,1	
Ökologische Steuerreform	6–8*	Verkehr
Luftverkehr – Emissionsorientierte Abgaben – Bessere Abstimmung im Flugverkehr	1	
Förderung schwefelarmer Kraftstoffe	2–5**	
Verwendung von Leichtlaufreifen und -ölen	3–5,5	
Anti-Stau-Programm	0,5	
Förderung verbrauchsarmer Pkw mit CO_2-Emissionen von höchstens 120g/km im Rahmen der Kfz-Steuer	1	
Streckenabhängige Autobahnbenutzungsgebühr für Lkw	5	
CO_2-Minderung bei neuen Kfz; freiwillige Vereinbarung mit der Automobilindustrie	4–7**	
Telematik- und Flottenmanagementsysteme	3	
Informations- und Aufklärungsmaßnahmen	5	
Förderung von Contracting	1	Industrie
Weiterentwicklung der „Erklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge“	10	
Erklärung des Zentralverbandes der Elektroindustrie (ZVEI) zu Elektroanwendungen	1,5–2,0	
KWK-Langfristprogramm: Einführung einer Quotenregelung bis spätestens Mitte 2001***	10***	
Angebot „grünen“ Stroms	101,5	
Energieeinsparverordnung im Bereich Industrie und Kleinverbrauch	6	
Anhebung der Wirkungsgrade von so genannten Nebenaggregaten	2	
Zubau von Erdgas-gefeuerten GuD-Kraftwerken	5–10	
KWK-Langfristprogramm: Einführung einer Quotenregelung bis spätestens Mitte 2001***	10***	Energiewirtschaft und Erneuerbare Energien
Contracting und andere Energiedienstleistungen	2	
Erneuerbare-Energien-Gesetz	10	
Markteinführungsprogramm für erneuerbare Energien	2,5	
100 000 Dächer-Programm	0,2	
Maßnahmen im Bereich Siedlungsabfall	15 Mio. t CO_2-Äquivalente	Abfallwirtschaft
Biogas in der Landwirtschaft	0,7	Landwirtschaft

* Der erwartete CO_2-Minderungseffekt durch die ökologische Steuerreform im Sektor Verkehr in Höhe von 6 bis 8 Mio. t ist im gesamten Potenzial (sektorübergreifend) von 10 Mio. t enthalten.

** Der erwartete CO_2-Minderungseffekt durch die Förderung schwefelarmer Kraftstoffe ist größtenteils schon in der Vereinbarung der Automobilindustrie zur CO_2-Minderung bei neuen Kfz enthalten

*** Der erwartete CO_2-Minderungseffekt durch das KWK-Langfristprogramm ist sowohl im Sektor Industrie als auch im Sektor Energiewirtschaft enthalten; die vorgesehene Quotenregelung wurde durch eine Kombination aus Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und der deutschen Wirtschaft und Bonusregelung ersetzt (Tz. 489 ff.).

Quelle: nach Bundestagsdrucksache 14/4729, S. 43 ff, verändert

den Gebäudebereich hinreichend anreizwirksame Verteuerung der Energie über Abgaben- oder Emissionshandelslösungen, gewählt würde. Solange dafür nicht nur die politische Bereitschaft, sondern auch die Akzeptanz auf Seiten der Adressaten fehlt, bleibt nur eine – angesichts der Gegebenheiten des zu regelnden Sachbereichs unvermeidlicherweise komplizierte – ordnungsrechtliche Lösung. Klagen der Adressaten über die Kompliziertheit der Verordnung, die nicht mit der erklärten Bereitschaft verbunden sind, als Alternative den Einsatz steuerungswirksamer ökonomischer Instrumente zu akzeptieren, haben daher wenig Überzeugungskraft.

Sektor Verkehr

435. Im Sektor Verkehr war eine Zunahme der Verkehrsleistung im Personenverkehr um 28 % und im Straßengüterverkehr um gut 100 % zwischen 1990 und 2000 zu beobachten (BMVBW, 2001a). Im gleichen Zeitraum ist ein Anstieg der CO_2-Emissionen dieses Sektors von 12,8 % festzustellen (ZIESING, 2001a). Allerdings sind die verkehrsbedingten CO_2-Emissionen in der zweiten Hälfte der Neunzigerjahre nur noch abgeschwächt gestiegen und waren im Jahr 2000 sogar niedriger als im Jahr zuvor. Nach neuesten Untersuchungen, die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt wurden, wird der CO_2-Ausstoß des Verkehrs in der Bundesrepublik Deutschland aber noch über das Jahr 2010 hinaus weiter zunehmen und sich erst danach stabilisieren (IFEU, 2001).

Als eine der wesentlichen Maßnahmen zur Erreichung des Minderungsziels für den Sektor Verkehr ist die ökologische Steuerreform mit einem geschätzten Minderungspotenzial in Höhe von 6 bis 8 Mio. t CO_2 anzusehen. Vor dem Hintergrund des Rückgangs des Treibstoffabsatzes zwischen 1999 und 2001 wird dies vom Umweltrat als erreichbar eingeschätzt (Tz. 460).

436. Neben der ökologischen Steuerreform werden im Klimaschutzprogramm für den Verkehrsbereich als weitere Maßnahmen mit großem Minderungspotenzial die Förderung verbrauchsarmer Pkw und die streckenabhängige Autobahnbenutzungsgebühr für Lkw angeführt. Entgegen den ursprünglichen Absichten der Europäischen Kommission und auch der Bundesregierung konnte mit den europäischen Automobilproduzenten (Association des Constructeurs Européens d'Automobiles, ACEA) lediglich ein durchschnittlicher Flottenverbrauch neu zugelassener Fahrzeuge von 140 g CO_2 je Fahrzeugkilometer bis zum Jahre 2008 vereinbart werden (ACEA, 1998). Im nationalen Klimaschutzprogramm wird von 120 g CO_2 je Fahrzeugkilometer ausgegangen (dies entspricht in etwa einem Verbrauch von 5 Litern pro 100 km). Nach den Plänen der Europäischen Kommission soll die Reduzierung durch zusätzliche Maßnahmen, insbesondere durch steuerliche Anreize und Informationen, erreicht werden. Eine Kennzeichnungspflicht für CO_2-Emissionen ist 1999 beschlossen worden. Weiter gehende Maßnahmen stehen aber noch aus. Zudem hat ACEA die Selbstverpflichtung von einigen Bedingungen abhängig gemacht (z. B. keine neuen Steuern für den Automobilverkehr), bei deren Nichterfüllung neu verhandelt werden soll (vgl. KEAY-BRIGHT, 2000). Von der ACEA-Vereinbarung wird zwar EU-weit eine Verminderung von 81 Mio. t CO_2 gegenüber dem Trend erwartet. Dies bedeutet aber insgesamt noch immer einen weiteren Anstieg (vgl. ECCP, 2001, S. 6). Die Europäische Kommission erwartet in einem Szenario für Deutschland, dass die CO_2-Emissionen im Straßenverkehr trotz der Selbstverpflichtung der Automobilhersteller von 1995 bis 2010 um 7 Mio. Tonnen zunehmen werden (BLOC et. al., 2001, Annex Germany). Danach wäre für diesen Bereich eine deutliche Verfehlung des sektoralen Klimaschutzziels zu erwarten.

437. Als ein im Grundsatz geeignetes Mittel zur CO_2-Minderung im Verkehrsbereich erachtet der Umweltrat die geplante streckenbezogene Schwerverkehrsabgabe (SVA), die für Lkw über 12 Tonnen gelten soll (Gesetzentwurf vom 1. Oktober 2001 über die Erhebung von streckenbezogenen Gebühren für die Benutzung von Bundesautobahnen mit schweren Nutzfahrzeugen, Bundestagsdrucksache 14/7822). Unter Berücksichtigung der von der EU gesetzten Bedingung, dass sich die „gewogenen durchschnittlichen Mautgebühren (...) an den Kosten für den Bau, den Betrieb und den Ausbau des betreffenden Verkehrswegenetzes orientieren“ sollten (Artikel 7 Abs. 9 der EG-Richtlinie 1999/62/EG vom 17. Juni 1999), ermittelten Gutachter im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (BMVBW) eine durchschnittliche Abgabenhöhe von 0,15 Euro (29,3 Pf). Daraus ergeben sich in Abhängigkeit von Achslast und Emissionsklasse Abgabensätze zwischen 0,10 Euro (19,5 Pf.) und 0,17 Euro (33,2 Pf.) je km (BMVBW, 2001b). Die Lenkungswirkung der so berechneten Abgabe wird nach Einschätzung des Umweltrates zu gering sein, um nennenswert zu der vom Gesetzgeber gewünschten Verlagerung des Güterverkehrs von der Straße auf die Schiene beizutragen. Zu widersprechen ist der Forderung von Wirtschaftsverbänden nach einer Kompensation der Schwerverkehrsabgabe durch eine Senkung der Kfz-Steuer oder gar zusätzlich der Mineralölsteuer. Eine vollständige Kompensation der finanziellen Belastung wäre insbesondere im Falle der Mineralölsteuer kontraproduktiv. Die beabsichtigte Anreizwirkung würde damit konterkariert. Aus umwelt- und klimapolitischen Gründen sollte auch nicht der Forderung der Verbände entsprochen werden, die Zweckbindung ausschließlich auf den Straßenverkehr auszurichten und dabei den Ausbau der Schienenwege auszusparen (vgl. DVZ, 2001). Problematisch ist auch die geplante weitestgehende Beschränkung der Schwerverkehrsabgabe auf Autobahnen. Eine dadurch bedingte Verlagerung des Verkehrs auf Landstraßen sollte unbedingt vermieden werden. Andernfalls besteht die Gefahr, dass insgesamt höhere Umweltbelastungen entstehen. Zu kritisieren sind auch die Ausklammerung von Lkw unter 12 Tonnen und die vorgesehene Differenzierung nach Schadstoffklassen ohne Berücksichtigung der CO_2-Emissionen.

438. Der Umweltrat bedauert außerdem, dass die Bundesregierung von dem auch unter Klimaschutzgesichtspunkten sinnvollen Instrument der Geschwindigkeitsbegrenzung auf Autobahnen und Bundesstraßen keinen Gebrauch machen will (vgl. GOHLISCH und MALOW, 1999).

Sektor Industrie und Energiewirtschaft

439. In diesem Sektor zählen zu den wichtigen Maßnahmen die Weiterentwicklung der Selbstverpflichtung zum Klimaschutz sowie die Kombination aus Vereinbarung und Bonusregelung zur Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung. Der Umweltrat befürchtet, dass beide Instrumente das Minderungspotenzial, das sie nach der Planung im Klimaschutzprogramm realisieren sollen, wegen zahlreicher Konstruktionsschwächen bei weitem nicht ausschöpfen werden (näher dazu Tz. 448 ff., 495).

Sektor Abfallwirtschaft

440. Für den Bereich der Siedlungsabfallwirtschaft wird im Klimaschutzprogramm eine Minderung der jährlichen Methan-Emissionen um 15 Mio. t CO_2-Äquivalente bis zum Jahr 2005 angegeben. Hauptverursacherquelle in diesem Sektor ist die Abfallablagerung. Als besonders ungünstig ist die Ablagerung von unvorbehandelten Siedlungsabfällen einzustufen, da diese eine hohe Gasbildungsrate aufweisen. Verfügen die genutzten Deponien über keine Gasfassung, kann das stark methanhaltige Deponiegas ungehindert in die Atmosphäre entweichen. Auch bei den technisch besser ausgestatteten Deponien, die über eine Gasfassung verfügen, ist eine vollständige Erfassung des Deponiegases derzeit nicht möglich. Die Wirkungsgrade der Entgasung liegen bei maximal 80 %. Im Durchschnitt ist eher von 50 % auszugehen (KOST, 1999). Das für Mitte 2005 vorgesehene definitive Verbot der Ablagerung von unvorbehandelten Abfällen (Tz. 759, 1074) ist daher auch aus Sicht des Klimaschutzes dringend erforderlich. Derzeit werden immerhin noch 15 Mio. Tonnen unvorbehandelter Abfall abgelagert, sodass noch ein beträchtliches Emissionsminderungspotenzial besteht.

441. Seit 1990 sind für die Abfallwirtschaft bereits wesentliche Emissionsminderungen zu verzeichnen. Die sehr treibhauswirksamen Methanemissionen konnten seitdem auf weniger als die Hälfte reduziert werden. Von damals 1,894 Mio. Tonnen sind die Emissionen auf nur noch 0,794 Mio. t Methan im Jahr 1999 abgesunken (UBA, 2001). Damit konnte der Beitrag der Abfallwirtschaft zu den gesamten anthropogenen Methanemissionen in Deutschland von 34 % auf 25 % gesenkt werden. Begünstigend für die bisherige Emissionsminderung dürfte sich ausgewirkt haben, dass neben der zunehmenden Vorbehandlung von Abfällen vor einer Ablagerung die getrennte Abfallsammlung – insbesondere die separate Erfassung und Verwertung von Bioabfall und Kunststoffen – in den Neunzigerjahren etabliert wurde und dass im selben Zeitraum die Gasfassung der Deponien sukzessive verbessert wurde.

442. Unter der Voraussetzung, dass die oben wiedergegebenen Emissionsdaten, die auf Schätzungen beruhen, annähernd den realen Verhältnissen entsprechen, wurden 1999 insgesamt 1,1 Mio. t Methan weniger emittiert als 1990 (vgl. Tabelle 3.2.1-4) (UBA, 2001). Wie Methanemissionen in CO_2-Äquivalente umzurechnen sind, hängt vom betrachteten Zeithorizont ab. Je kürzer der Zeithorizont, desto höher ist der Gewichtungsfaktor, der sich ergibt. Wird ein unter dem Gesichtspunkt der Generationenverantwortung eher kurzer Zeitraum von 100 Jahren zugrunde gelegt, ergibt sich ein Gewichtungsfaktor von 21, d. h. 1 t Methan entspricht 21 t CO_2 (UBA, 2001, S. 115; IPCC, 1996a, S. 121). Ausgehend von diesem Gewichtungsfaktor ergibt sich für die Jahre seit 1996 eine bei Methan erreichte Emissionsminderung von 23,1 Mio. t CO_2-Äquivalenten; die klimapolitische Zielsetzung, 15 Mio. t CO_2-Äquivalente bis zum Jahr 2005 gegenüber 1990 einzusparen, wäre dann bereits im Jahr 1994 erreicht worden (Tabelle 3.2.1-4). Dieser Erfolg relativiert sich allerdings, wenn man einen längeren Zeithorizont und einen entsprechend niedrigeren Gewichtungsfaktor wählt. Bei Zugrundelegung eines aus klimapolitischer Sicht angemesseneren Zeitraums von 500 Jahren und dem zugeordneten Gewichtungsfaktor 6,5 (IPCC, 1996a) ergäbe sich für die Minderung der Emissionen im Sektor Abfallwirtschaft zwischen 1999 und 1990 ein CO_2-Äquivalent von 7,15 Mio. Tonnen.

443. Die treibhausrelevanten Emissionen der Abfallwirtschaft lassen sich auch zukünftig noch deutlich weiter reduzieren. Ein weiterer mittel- bis langfristig wirksamer Rückgang der Emissionen wird mit dem Wirksamwerden des Verbots der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle und der Einstellung des Betriebs nicht TASi-konformer Deponien einsetzen, voraussichtlich also im Wesentlichen ab 2005. Nach jetzigem Erkenntnisstand reduzieren die ab Juni 2005 notwendigen mechanisch-biologischen oder thermischen Vorbehandlungsstufen das klimarelevante Emissionspotenzial der noch abzulagernden Abfälle mindestens um den Faktor 10 (KOST, 1999). Für die Erreichung des nationalen 25 %-Reduktionsziels sind diese unter Klimaschutzgesichtspunkten begrüßenswerten Fortschritte allerdings nicht relevant, da sie sich nicht auf CO_2-Emissionen beziehen.

Fazit

444. Insgesamt begrüßt der Umweltrat das neue Klimaschutzprogramm. Er sieht aber Anlass zu der Befürchtung, dass auch dieses Programm zur Erreichung des Minderungsziels im Jahr 2005 noch nicht ausreicht. Zwar sind in einigen Bereichen unerwartet positive Entwicklungen eingetreten. In anderen Bereichen befürchtet der Umweltrat jedoch deutliche Zielverfehlungen; dies betrifft insbesondere den Verkehrssektor.

Im Folgenden werden einzelne strategisch wichtige Aspekte der deutschen und europäischen Klimapolitik hinsichtlich ihrer Effizienz und Effektivität ausführlicher diskutiert.

3.2.1.2.3 Ökologische Steuerreform

445. Der Umweltrat hat bereits in seinem Umweltgutachten 2000 ausführlich zur ökologischen Steuerreform Stellung genommen (SRU, 2000, Tz. 97 ff.). Dabei wurde der Ansatz, durch eine verursachergerechte Kostenanlastung Anreize zur Verminderung von Umweltbelastungen zu setzen, grundsätzlich begrüßt. Zugleich wurde jedoch Kritik geübt an der konkreten Ausgestaltung der Ökosteuer. Dies betraf insbesondere ihre fehlende Emissionsorientierung und die weit reichenden Ausnahmeregelungen

Tabelle 3.2.1-4

Emissionsminderung von Methan in der Abfallwirtschaft
(Ergebnisse auf der Basis einer Modellrechnung)

Jahr	Methanemissionen[1] (Mio. t)	Emissionsminderung gegenüber 1990 (Mio. t)	Emissionsminderung gegenüber 1990 (Mio. t CO_2-Äquiv.)[2]
1990	1,894	0	0
1991	1,674[3]	0,220	4,620
1992	1,453	0,441	9,261
1993	1,284[3]	0,610	12,810
1994	1,114	0,780	16,380
1995	1,029	0,865	18,165
1996[4]	0,792	1,102	23,142
1997[4]	0,794	1,100	23,100
1998[4]	0,794	1,100	23,100
1999[4]	0,794	1,100	23,100

[1] Methanemissionen aus Deponien, der Abwasserbehandlung und der Klärschlammverwertung (außer landwirtschaftliche Verwendung)
[2] ermittelt mit einem Gewichtungsfaktor für Methan von 21
[3] die Werte für die Jahre 1991 und 1993 wurden durch Interpolation ermittelt
[4] vorläufige Angaben für die Jahre 1996 bis 1999

Quelle: UBA, 2001, S. 140

für Unternehmen des Produzierenden Gewerbes sowie der Land- und Forstwirtschaft. Darüber hinaus hat der Umweltrat in seinem Umweltgutachten 2000 auch zu bedenken gegeben, dass ein System handelbarer CO_2-Lizenzen (bzw. eine vergleichbare Lösung für andere klimarelevante Gase) generell gegenüber einer Steuerlösung vorzuziehen wäre. Die genannten Kritikpunkte hält der Umweltrat nach wie vor aufrecht; sie sollen hier nicht noch einmal im Detail wiederholt werden. Stattdessen beschränken sich die nachfolgenden Ausführungen im Wesentlichen auf eine Darstellung und Bewertung der Entwicklungen im Berichtszeitraum und auf die gegenwärtig sehr kontrovers diskutierte Frage, in welcher Weise die Ökosteuer nach 2003 fortgeführt werden sollte.

3.2.1.2.3.1 Klimaschutzvereinbarung zwischen Bundesregierung und deutscher Wirtschaft

446. Im Rahmen ihrer Selbstverpflichtungserklärung zum Klimaschutz von 1995 hat die deutsche Wirtschaft – vertreten durch 18 Verbände unter Federführung des Bundesverbandes der Deutschen Industrie (BDI) – zugesagt, ihre spezifischen CO_2-Emissionen (also die Emissionen pro Outputeinheit) bis zum Jahr 2005 um 20 % gegenüber dem Basisjahr 1990 zu senken. Um diese Verpflichtung und die zu ihrer Erfüllung ergriffenen Maßnahmen verifizieren zu können, wurde im Konsens zwischen den beteiligten Industrieverbänden und der Bundesregierung das Rheinisch-Westfälische Institut für Wirtschaftsforschung mit einem jährlichen CO_2-Monitoring beauftragt. Erfasst und dargestellt werden hierbei Energieeinsatz und CO_2-Emissionen sowohl in ihrer absoluten Entwicklung als auch um saisonale bzw. konjunkturelle Schwankungen und Sondereinflüsse bereinigt. Bisher wurden drei Monitoring-Berichte veröffentlicht. Bereits anhand der ersten beiden Berichte (BUTTERMANN et al., 1999; HILLEBRAND et al., 1997), die den Zeitraum von 1995 bis 1997 umfassen, wurde deutlich, dass Reduktionszusagen, die sich lediglich auf die *spezifischen* Emissionen beziehen und zum Teil auf bereinigten Daten basieren, für den Klimaschutz nur von begrenzter Bedeutung sind. Insbesondere zeigte sich, dass zwar die *spezifischen* Emissionen in allen Branchen rückläufig waren, die *absoluten* Emissionen jedoch, die für den Klimaschutz letztlich ausschlaggebend sind, teilweise weiter anstiegen.

Wie der im Dezember 2000 veröffentlichte dritte Monitoring-Bericht zeigt (BUTTERMANN und HILLEBRAND, 2000), hat sich diese Entwicklung auch im Zeitraum von 1997 bis 1998 fortgesetzt. Während die spezifischen CO_2-Emissionen durchgängig eine rückläufige Tendenz aufweisen, sind die absoluten CO_2-Emissionen in der Mehrzahl der an der Selbstverpflichtung beteiligten Branchen nahezu unverändert geblieben oder sogar angestiegen.

Wesentliche Ausnahmen bilden lediglich die Stahlindustrie und die chemische Industrie. Insgesamt zeigt sich nach Bereinigung um saisonale und konjunkturelle Einflüsse, dass die absoluten CO_2-Emissionen der beteiligten Branchen zwischen 1997 und 1998 lediglich um 3,1 Mio. Tonnen pro Jahr gefallen sind. Im Vergleich hierzu lag der um saisonale und konjunkturelle Einflüsse bereinigte Rückgang zwischen 1995 und 1997 noch bei ca. 10 Mio. t CO_2 pro Jahr (vgl. SRU, 2000, Tz. 753).

447. Der Umweltrat hat sich bereits in seinem Umweltgutachten 1998 ausführlich mit den vielfachen Problemen umweltbezogener Selbstverpflichtungen befasst und einen vorsichtigen, eher restriktiven Einsatz dieses Instruments empfohlen (vgl. SRU, 1998, Tz. 276 ff.). Speziell mit Blick auf die Selbstverpflichtungserklärung der deutschen Wirtschaft zum Klimaschutz wurde darüber hinaus im Umweltgutachten 2000 bemängelt, dass sich die Reduktionsziele lediglich an den spezifischen Emissionen orientieren, und es wurde dringend eine Nachbesserung gefordert (SRU, 2000, Tz. 752). Um so mehr bedauert der Umweltrat, dass die Selbstverpflichtungserklärung von 1996 im November 2000 in eine formelle Vereinbarung zwischen Bundesregierung und deutscher Wirtschaft mündete, die bis zum Jahr 2012 läuft und nach wie vor nur auf eine Verminderung der spezifischen Emissionen abzielt (Umweltbrief, 2000). Die Vereinbarung enthält im Einzelnen folgende Zusagen der Wirtschaft:

– Die spezifischen CO_2-Emissionen der an der Vereinbarung beteiligten Branchen werden bis zum Jahr 2005 nicht wie bisher vorgesehen um 20 %, sondern um 28 % gegenüber dem Basisjahr 1990 reduziert.

– Die spezifischen Emissionen der sechs Treibhausgase des Kyoto-Protokolls (CO_2, CH_4, N_2O, SF_6, HFKW und FKW) werden – gemessen und aggregiert in CO_2-Äquivalenten – bis zum Jahr 2012 um 35 % gegenüber dem Basisjahr 1990 reduziert.

Im Gegenzug hat die Bundesregierung gegenüber der Wirtschaft folgende Zusagen gemacht, deren Gültigkeit an die erfolgreiche Umsetzung der Vereinbarung geknüpft ist:

– Die Bundesregierung wird, abgesehen von einer gegebenenfalls erforderlichen Umsetzung EU-rechtlicher Vorgaben, keine Initiative ergreifen, um die Ziele der Klimaschutzpolitik auf ordnungsrechtlichem Weg zu erreichen. Insbesondere wird auf die Einführung eines verbindlichen Energieaudits verzichtet. Unberührt hiervon bleiben jedoch die Energieeinsparverordnung sowie Maßnahmen zum Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung.

– Die Bundesregierung wird sich dafür einsetzen, dass der deutschen Wirtschaft im internationalen Vergleich keine Wettbewerbsnachteile entstehen bei der Fortentwicklung der ökologischen Steuerreform, bei der Harmonisierung der Energiebesteuerung in der Europäischen Union sowie bei der Umsetzung der Kyoto-Verpflichtungen und der damit gegebenenfalls verbundenen Instrumente („emission trading“, „joint implementation“, „clean development mechanism“).

Die regelmäßige Überprüfung der Umsetzung dieser Vereinbarung wird weiterhin durch ein unabhängiges wirtschaftswissenschaftliches Forschungsinstitut vorgenommen.

448. Der Umweltrat schätzt die zwischen Bundesregierung und deutscher Wirtschaft getroffene Klimaschutzvereinbarung als noch immer unzureichend ein. Eine Reduzierung der *spezifischen* Emissionen um 35 % bis 2012 gegenüber dem Basisjahr 1990 stellt keine Gewähr dafür dar, dass auch die *absoluten* Emissionen hinreichend stark sinken. Ausschlaggebend für die Entwicklung der absoluten Emissionen ist in diesem Zusammenhang die Wachstumsrate der Industrieproduktion. Je höher diese Wachstumsrate ist, um so geringer fällt der Rückgang der absoluten Emissionen aus. Bei einer durchschnittlichen jährlichen Wachstumsrate der Industrieproduktion von 2 % pro Jahr würde der Effekt der sinkenden spezifischen Emissionen vollständig kompensiert, sodass die absoluten Emissionen konstant blieben. Legt man in einem aus ökologischer Sicht weniger pessimistischen Szenario eine Wachstumsrate von jährlich 0,7 % zugrunde – dies entspricht dem durchschnittlichen Wachstum der Industrieproduktion im Zeitraum von 1991 bis 1999 –, so steht der Senkung der relativen Emissionen um 35 % lediglich eine Senkung der absoluten Emissionen um 23,2 % gegenüber (jeweils bezogen auf das Basisjahr 1990). Der absolute Emissionsrückgang bis 2012 würde folglich auch in diesem Fall noch deutlich hinter der Zielsetzung der Bundesregierung zurückbleiben, die absoluten CO_2-Emissionen bereits bis zum Jahr 2005 um 25 % zu senken (Tz. 427).

449. Nach einer Studie für die EU-Kommission (de BEER et al., 2001) ist davon auszugehen, dass beim heutigen technologischen Stand die industriellen CO_2-Emissionen in der Europäischen Union durch Effizienzsteigerungen im Rahmen ohnehin fälliger Erneuerungen des Kapitalstocks bis zum Jahr 2010 um knapp 28 % absolut gegenüber dem Basisjahr 1990 gesenkt werden können, ohne dass hierdurch zusätzliche Kosten entstehen. Soweit davon auszugehen ist, dass sich diese Ergebnisse von der Größenordnung her in etwa auf die bestehenden Reduktionspotenziale in Deutschland übertragen lassen, drängt sich die Vermutung auf, dass der Bundesregierung im Rahmen der Klimaschutzvereinbarung von der Industrie nur solche Emissionsreduktionen zugesagt wurden, die sich ohnehin aus den längerfristigen Investitionsplanungen ergeben (ähnlich auch CANSIER, 1999, S. 377 f.). Dies wäre auch insofern wenig überraschend, als der BDI bzw. die untergeordneten Verbände keinerlei Sanktionspotenzial gegenüber ihren Mitgliedsunternehmen besitzen und damit keine wesentlichen Emissionsreduktionen durchsetzen können, die über die ohnehin vorgesehenen Planungen hinausgehen. Dies ist jedoch kaum zu vereinbaren mit dem Wortlaut der Klimaschutzvereinbarung, wonach die deutsche Wirtschaft die von ihr zugesagten Emissionsreduktionen im Rahmen „besonderer Anstrengungen“ zu erbringen hat (BMU, 2000b, S. 633). Hier bestätigt sich einmal mehr die Berechtigung der bereits im Umweltgutachten 1998 abgegebenen Empfehlung, freiwillige Selbstverpflichtungen und darauf

fußende Vereinbarungen mit der Wirtschaft eher restriktiv zu handhaben (vgl. SRU, 1998, Tz. 276 ff.).

450. Eine weitere Schwäche der Klimaschutzvereinbarung zwischen Bundesregierung und deutscher Wirtschaft sieht der Umweltrat darin, dass keine verbindlichen Zwischenziele vereinbart wurden und kein konkreter Sanktionsmechanismus für den Fall der Zielverfehlung vorgesehen ist. Die gegenwärtige Klimaschutzvereinbarung ist zwar so wenig anspruchsvoll formuliert, dass eine Zielverfehlung als äußerst unwahrscheinlich erscheint. Soweit diese Vereinbarung jedoch als „Prototyp" einer neuen, an Kooperationsprinzip und Selbstregulierung orientierten Umweltpolitik gelten soll, wäre ein konkreter Sanktionsmechanismus dringend erforderlich gewesen. Da die im Rahmen der ökologischen Steuerreform gewährten Steuerermäßigungen für das Produzierende Gewerbe die politische Gegenleistung für die freiwilligen Klimaschutzanstrengungen der Wirtschaft darstellen, hätte die Vereinbarung aus Sicht des Umweltrates zwingend beinhalten müssen, dass die Steuerermäßigungen für den Fall der Zielverfehlung ausgesetzt werden und gegebenenfalls auch eine Steuernachzahlung erforderlich wird. Der Umweltrat begrüßt, dass hier aufgrund beihilfeaufsichtlicher Beanstandungen der Europäischen Kommission Nachbesserungen erfolgen werden (Tz. 404 f.).

451. Darüber hinaus ist zu bemängeln, dass sich die Bundesregierung durch Abschluss der Klimaschutzvereinbarung mit der deutschen Wirtschaft bis zum Jahr 2012 nahezu jeglicher instrumenteller Flexibilität in der Klimaschutzpolitik beraubt hat. Denn anders als ein Gesetz oder eine Verordnung, die sich – zumindest prinzipiell – jederzeit an neue Erfordernisse oder neue Einsichten anpassen lassen, können die Inhalte einer Vereinbarung zwischen Bundesregierung und Industrie nicht ohne großen Schaden für Glaubwürdigkeit und Verhandlungsposition bei künftigen, ähnlich gelagerten Vereinbarungsvorhaben einseitig widerrufen werden. Erhalten bleibt eine gewisse Flexibilität für Maßnahmen, die von der europäischen Ebene ausgehen. Hier können sich, wie das unglückliche deutsche Vorgehen im Zusammenhang mit der europäischen Altautoverordnung zeigt (vgl. Abschn. 4.2.3.2), auf nationaler Ebene getroffene Vereinbarungen zwar ebenfalls faktisch flexibilitätsmindernd auswirken. Es liegt jedoch auf der Hand, dass nationale Politikstrategien auf europäischer Ebene formellen und informellen Bindungswirkungen durch freiwillige Vereinbarungen weniger zugänglich sind als die rein nationale Politik. Die geltende Vereinbarung enthält denn auch nichts, was die Bundesregierung daran hinderte, den Richtlinienvorschlag der Kommission für ein europäisches Emissionshandelssystem zu unterstützen (Abschn. 3.2.1.2.4.4).

452. Sofern der bestehenden Vereinbarung nicht durch die Institutionalisierung eines verbindlichen europäischen Emissionshandelssystems die Grundlage entzogen wird (Tz. 488), ist zu erwarten, dass die deutsche Wirtschaft mittelfristig um eine weitere Verlängerung der Klimaschutzvereinbarung über das Jahr 2012 hinaus ersuchen wird. Soweit es zu einer Verlängerung der Klimaschutzvereinbarung kommt, oder ähnliche Vereinbarungen mit bisher noch nicht involvierten Emittentengruppen getroffen werden, sollte dies nur unter veränderten Konditionen erfolgen. Über die von der Europäischen Kommission aus Wettbewerbsgründen geforderte Sanktionierung für den Fall der Verfehlung eines zielkonformen Reduktionspfades hinaus wäre insbesondere auf absolute Emissionsreduzierungen abzustellen; diese sollten außerdem über diejenigen Reduzierungen hinausgehen, die aufgrund der allfälligen Erneuerung des Kapitelstocks ohnehin zu erwarten wären.

3.2.1.2.3.2 Erhöhung der Kilometerpauschale

453. Um die Verteilungswirkungen der ökologischen Steuerreform insbesondere für Pendler abzufedern, wurde die Kilometerpauschale mit Wirkung zum 1. Januar 2001 erhöht und in eine verkehrsmittelunabhängige Entfernungspauschale umgewandelt. Statt bisher 0,36 Euro pro km können nun ab dem 11. Entfernungskilometer 0,40 Euro pro km steuerlich geltend gemacht werden, wobei die bisherige Ungleichbehandlung der verschiedenen Verkehrsmittel aufgehoben wurde. Die verkehrsmittelunabhängige Gewährung der Kilometerpauschale ist im Grundsatz zu begrüßen, denn hierdurch wird die Bildung von Fahrgemeinschaften und die Nutzung umweltfreundlicher Verkehrsmittel gefördert (vgl. auch SRU, 1996a, Tz. 1217 ff.). Demgegenüber ist die Erhöhung der Pauschale von 0,36 Euro auf 0,40 Euro pro km ab dem 11. Entfernungskilometer aus umweltpolitischer Sicht kritisch zu beurteilen, weil hierdurch Zersiedlung, Flächeninanspruchnahme und ein weiteres Anwachsen des Verkehrsaufkommens zusätzlich gefördert werden.

454. Der Umweltrat hält deshalb an seiner bereits im Umweltgutachten 1996 erhobenen Forderung fest, den steuerlich absetzbaren Betrag unabhängig von der Wahl des Verkehrsmittels auf die Höhe der Kosten zur Nutzung öffentlicher Verkehrsmittel zu beschränken. Zur weiteren Erhöhung der Lenkungswirkung und zugleich zur Verwaltungsvereinfachung wäre es vorteilhaft, lediglich den Abzug eines an den durchschnittlichen Kosten öffentlicher Verkehrsmittel bemessenen jährlichen Pauschalbetrags zu gewähren (SRU, 1996a, Tz. 1218).

3.2.1.2.3.3 Einführung des Agrardieselgesetzes

455. Ebenfalls der Abfederung der Verteilungswirkungen der ökologischen Steuerreform und zugleich der Wahrung der Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Landwirtschaft dient das im November 2000 beschlossene Agrardieselgesetz, das zum 1. Januar 2001 die bisherige Gasölbeihilfe nach dem Landwirtschafts-Gasölverwendungsgesetz ablöste. Das Agrardieselgesetz garantiert land- und forstwirtschaftlichen Betrieben einen festen Mineralölsteuersatz von 57 Pf. pro Liter für den in landwirtschaftlichen Maschinen benötigten Dieselkraftstoff. Land- und Forstwirtschaft bleiben damit vom weiteren Anstieg der Ökosteuer ausgenommen. Anders als die bisherige Gasölbeihilfe, für die eine Erstattungsobergrenze von 3 000 DM pro Betrieb und Jahr galt, sieht das Agrardieselgesetz keine Erstattungsobergrenze vor. Nach massiven Interventionen der Landwirtschaftsverbände,

denen die steuerliche Entlastung durch das Agrardieselgesetz nicht weit genug ging, beschloss der Bundestag darüber hinaus im Juni 2001, den Steuersatz auf Agrardiesel rückwirkend zum 1. Januar 2001 von 57 Pf. auf 50 Pf. pro Liter zu senken. Das Gesetz ist inzwischen in Kraft getreten (BGBl. 2001 I, S. 2091).

Der Umweltrat hat bereits in seinem Sondergutachten „Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume" darauf hingewiesen, dass durch die Verbilligung des Energieeinsatzes in der Landwirtschaft nicht nur die Luftbelastung erhöht wird, sondern auch die stoffliche Belastung von Böden und Gewässern sowie die mechanische Belastung des Bodens mit der Folge zunehmender Bodenverdichtung, Gefügezerstörung und Störung des Wasserhaushalts. Darüber hinaus wird die Entwicklung neuer, kraftstoff- und emissionssparender Antriebsarten behindert (vgl. SRU, 1996b, Tz. 186). Dem Umweltrat ist allerdings auch bewusst, dass die unterschiedliche steuerliche Behandlung von Agrardiesel innerhalb der Europäischen Union erhebliche Wettbewerbsverzerrungen zulasten der deutschen Land- und Forstwirtschaft verursacht.

456. Der Umweltrat begrüßt deshalb die Bestrebungen der Bundesregierung, zu einer Harmonisierung der Dieselbesteuerung in der Europäischen Union zu gelangen. Parallel zu den hierbei erzielten Fortschritten sollte die Steuervergünstigung für Agrardiesel schrittweise ersetzt werden durch Transferzahlungen, die an die Erbringung ökologischer Leistungen durch die Landwirtschaft geknüpft sind (SRU, 2002).

3.2.1.2.3.4 Auswirkungen der ökologischen Steuerreform – DIW-Gutachten

457. Mit dem Gutachten „Die gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen der ökologischen Steuerreform", das durch das Deutsche Institut für Wirtschaftsforschung (DIW) im Auftrag des Bundesministeriums für Finanzen erstellt wurde, liegt erstmals eine systematische, modellgestützte Untersuchung zu den ökonomischen und ökologischen Effekten der Ökosteuer vor (DIW, 2001a und 2001b). Anders als die bisherigen Analysen zur ökologischen Steuerreform in Deutschland (z. B. KEMFERT und WELSCH, 2000; FEES, 1999; HILLEBRAND, 1999; ARNDT et al., 1998), die im Wesentlichen auf von den Autoren selbst formulierten Ad-hoc-Szenarien basieren, werden im Gutachten des DIW die konkreten technologischen, rechtlichen und politökonomischen Spezifika der ökologischen Steuerreform in der Bundesrepublik Deutschland explizit berücksichtigt. Dabei werden zwei unterschiedliche Szenarien bezüglich der künftigen Energiepreisentwicklung zugrunde gelegt:

Im Szenario „moderate Energiepreise", das sich an die Situation im Jahr 1999 anlehnt, bewegt sich der nominale Rohölpreis mittelfristig auf einem Niveau von knapp 20 US-Dollar pro Barrel und der Wechselkurs der DM liegt bei 1,75 DM pro US-Dollar.

Im Szenario „höhere Energiepreise", das sich an die Situation im Jahr 2000 anlehnt, bewegt sich der nominale Rohölpreis mittelfristig auf einem Niveau von 30 US-Dollar pro Barrel und der Wechselkurs der DM liegt bei 2,20 DM pro US-Dollar.

Eine weitere Besonderheit des DIW-Gutachtens besteht darin, dass die Auswirkungen der ökologischen Steuerreform im Rahmen zweier unterschiedlicher makroökonomischer Modellansätze – „PANTA RHEI" und „LEAN" – parallel zueinander simuliert wurden. Während PANTA RHEI ein ökonometrisches Input-Output-Modell mit 58 Produktionsbereichen und einem tief gegliederten Energie- und Luftschadstoffbereich darstellt (vgl. hierzu MEYER et al., 1999), gehört LEAN zur Klasse der empirischen allgemeinen Gleichgewichtsmodelle und zeichnet sich insbesondere durch eine umfassende Abbildung der Energie- und Arbeitsmärkte aus (vgl. hierzu WELSCH, 1996). Beide makroökonomischen Modelle wurden gekoppelt mit einem detaillierten Mikrosimulationsmodell (vgl. hierzu BORK, 2000), das zusätzlich eine ausführliche Analyse der Verteilungswirkungen auf die privaten Haushalte, gestaffelt nach unterschiedlichen sozioökonomischen Merkmalen, erlaubt.

458. Trotz der höchst unterschiedlichen Vorgehensweise bei PANTA RHEI und LEAN führen beide Modellansätze zu nur unwesentlich voneinander abweichenden Simulationsergebnissen. Nach beiden Modellen ist davon auszugehen, dass die ökologische Steuerreform nur äußerst geringe Auswirkungen auf das Wachstum des Bruttoinlandsprodukts hat (vgl. Tabelle 3.2.1-5). Während PANTA RHEI ein leicht geringeres Wachstum gegenüber dem Referenzlauf ohne Ökosteuer prognostiziert, ergeben sich bei LEAN sogar zunächst leichte Wachstumsgewinne, die erst gegen Ende des Betrachtungszeitraums im Jahr 2010 in leicht verminderte Wachstumsraten umschlagen. Die Unterschiede zwischen den beiden Energiepreisszenarien sind bei beiden Modellen vernachlässigbar gering.

Bezüglich des Arbeitsmarktes prognostizieren beide Modelle eine leicht positive Beschäftigungswirkung, die durch die Verminderung der Lohnnebenkosten ausgelöst wird. Nennenswerte Unterschiede zwischen den Modellen ergeben sich dabei lediglich bezüglich des zeitlichen Anpassungspfades (vgl. Tabelle 3.2.1-6). Während sich der positive Beschäftigungseffekt bei PANTA RHEI erst im Laufe der Zeit langsam aufbaut, ergibt sich bei LEAN von Anfang an ein stärkerer Beschäftigungseffekt, der jedoch zyklischen Schwankungen unterliegt. Für das Ende des Prognosezeitraums im Jahr 2010 resultiert in beiden Modellen unabhängig vom unterstellten Energiepreisszenario ein Beschäftigungszuwachs innerhalb einer Bandbreite von ca. 0,5 % bis 0,6 % gegenüber dem Referenzlauf ohne ökologische Steuerreform. In der absoluten Betrachtung entspricht dies einem Zuwachs von bis zu etwa 250 000 Arbeitsplätzen. Dabei ist allerdings einschränkend hinzuzufügen, dass diese Beschäftigungseffekte nur bei moderaten Lohnabschlüssen zu erwarten sind. Höhere Lohnabschlüsse können sie beeinträchtigen oder sogar völlig aufheben (vgl. DIW, 2001b, S. 11 f.).

Tabelle 3.2.1-5

Auswirkungen der ökologischen Steuerreform auf das Bruttoinlandsprodukt in Deutschland – Prozentuale Abweichung vom Referenzlauf ohne Ökosteuer

	1999	2000	2001	2002	2003	2005	2010
PANTA RHEI							
Moderate Energiepreise	– 0,13	– 0,24	– 0,33	– 0,48	– 0,56	– 0,61	– 0,45
Höhere Energiepreise	– 0,13	– 0,25	– 0,34	– 0,49	– 0,56	– 0,59	– 0,43
LEAN							
Moderate Energiepreise	0,24	0,12	0,03	0,09	0,10	0,02	– 0,10
Höhere Energiepreise	0,24	0,11	0,09	0,09	0,11	0,06	– 0,02

Quelle: DIW 2001b, S. 9

Tabelle 3.2.1-6

Auswirkungen der ökologischen Steuerreform auf die Beschäftigung in Deutschland – Prozentuale Abweichung vom Referenzlauf ohne Ökosteuer

	1999	2000	2001	2002	2003	2005	2010
PANTA RHEI							
Moderate Energiepreise	0,10	0,23	0,31	0,34	0,42	0,47	0,51
Höhere Energiepreise	0,10	0,24	0,32	0,35	0,43	0,48	0,53
LEAN							
Moderate Energiepreise	0,58	0,43	0,34	0,55	0,64	0,56	0,49
Höhere Energiepreise	0,58	0,46	0,50	0,58	0,69	0,63	0,60

Quelle: DIW 2001b, S. 10

Hinsichtlich der Verteilungseffekte kommt die DIW-Studie zu dem Ergebnis, dass die ökologische Steuerreform für sich betrachtet vielen Haushalten eine zusätzliche Netto-Belastung verursacht (vgl. DIW, 2001b, S. 15 ff.). Dies belastet insbesondere Haushalte mit niedrigem Einkommen, die einen entsprechend großen Anteil ihres verfügbaren Budgets für Strom, Heizöl und Erdgas aufwenden. Bei der Beurteilung dieser Verteilungseffekte ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Ökosteuer in ein umfassendes steuerpolitisches Reformpaket eingebunden ist, welches die meisten Haushalte im Saldo besser stellt.

Die Auswirkungen der ökologischen Steuerreform auf den Energieverbrauch und damit auf die CO_2-Emissionen fallen ebenfalls in beiden Modellen in etwa gleich stark aus (vgl. Tabelle 3.2.1-7). In Einklang mit dem im Klimaschutzprogramm der Bundesregierung festgelegten Zielwert prognostizieren die Simulationsrechnungen einen mittelfristigen Rückgang der CO_2-Emissionen um etwa 2 % bis 3 % gegenüber dem Referenzlauf ohne Ökosteuer. Lediglich in Bezug auf den zeitlichen Anpassungspfad gibt es auch hier wieder nennenswerte Abweichungen zwischen beiden Modellen. Während die Emissionsminderung bei PANTA RHEI zwischen den Jahren 2003 und 2005 einen Wendepunkt erreicht, nehmen die Emissionen bei LEAN weiterhin ab.

Der in Tabelle 3.2.1-7 dargestellte Rückgang der CO_2–Emissionen ist überwiegend durch einen direkten preisinduzierten Nachfragerückgang zu erklären. Ein ökologischer Strukturwandel zulasten energieintensiver und zugunsten arbeitsintensiver Sektoren, wie er eigentlich bei einer Verschiebung der Abgabenbelastung vom Produktionsfaktor Arbeit hin zum Produktionsfaktor Energie zu erwarten wäre, findet dagegen kaum statt (vgl. DIW, 2001a, S. 144 f.). Ursächlich hierfür sind die weit reichenden Ausnahmeregelungen für das Produzierende Gewerbe, die im Gegenzug zur freiwilligen Selbstverpflichtung der deutschen Wirtschaft gewährt wurden (vgl. Tz. 446 ff.).

Tabelle 3.2.1-7

Auswirkungen der ökologischen Steuerreform auf die CO_2-Emissionen in Deutschland – Prozentuale Abweichung vom Referenzlauf ohne Ökosteuer

	1999	2000	2001	2002	2003	2005	2010
PANTA RHEI							
Moderate Energiepreise	– 0,42	– 1,10	– 1,52	– 1,94	– 2,30	– 2,35	– 2,21
Höhere Energiepreise	– 0,42	– 0,82	– 1,21	– 1,66	– 2,05	– 2,00	– 1,95
LEAN							
Moderate Energiepreise	– 0,78	– 1,80	– 2,25	– 2,49	– 2,81	– 2,85	– 3,00
Höhere Energiepreise	– 0,78	– 1,55	– 1,94	– 2,25	– 2,51	– 2,55	– 1,95

Quelle: DIW 2001b, S. 20

459. Die Ergebnisse der DIW-Studie stimmen mit der Auffassung des Umweltrates überein, dass die ökologische Steuerreform zu einer Verminderung von Energieverbrauch und CO_2-Emissionen beitragen kann, ohne dass es hierbei zu einer wesentlichen Beeinträchtigung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung kommt. Darüber hinaus liefern sie einige wichtige Hinweise zur Weiterentwicklung der ökologischen Steuerreform, auf die im Abschn. 3.2.1.2.3.6 eingegangen wird.

3.2.1.2.3.5 Auswirkungen der ökologischen Steuerreform – Rückgang der Kraftstoffnachfrage

460. Auch jenseits empirischer Modellsimulationen lässt sich heute bereits feststellen, dass die ökologische Steuerreform positive ökologische Auswirkungen aufweist. So verringerte sich aufgrund steigender Kraftstoffpreise der Kraftstoffabsatz im Straßenverkehr (Ottokraftstoff und Diesel) im ersten Halbjahr 2001 um gut 5 % gegenüber dem ersten Halbjahr 1999 (Mineralölwirtschaftsverband, 2002). Diese Entwicklung ist selbstverständlich nicht ausschließlich auf die ökologische Steuerreform zurückzuführen, sondern wird maßgeblich auch durch die Entwicklung von Rohölpreisen und Dollarkurs geprägt. Sie ist aber dennoch ein eindrucksvoller Beleg dafür, wie die Nachfrage nach Kraftstoffen auf entsprechende Preissignale reagiert. Hinzu kommt, dass der gegenwärtige Verbrauchsrückgang nur auf den kurzfristigen Preiseffekt zurückzuführen ist, während die Auswirkungen auf den technischen Fortschritt im Bereich kraftstoff- und emissionssparender Antriebsarten erst im Laufe der Zeit wirksam werden (vgl. hierzu auch DIW, 2001a, S. 186 ff.).

3.2.1.2.3.6 Weiterentwicklung der ökologischen Steuerreform

461. Die Weiterentwicklung der ökologischen Steuerreform ist seit geraumer Zeit zum Gegenstand heftiger politischer Auseinandersetzungen geworden, die sich nicht nur zwischen Regierung und Opposition abspielen, sondern sich auch quer durch das Regierungslager ziehen (vgl. z. B. FAZ vom 4. Mai 2001, S. 1). Insbesondere unter Verweis auf die seit 1999 stark gestiegenen Rohölpreise werden verschiedene Forderungen diskutiert, die letztlich auf eine Schwächung der ökologischen Steuerreform hinauslaufen würden. Diese Forderungen reichen im Einzelnen von einer Verschiebung der weiteren Erhöhungsstufen über eine vorübergehende Aussetzung der Ökosteuer bis hin zu ihrer völligen Abschaffung mittels eines auch gesetzestechnisch völlig unzureichend konzipierten „Ökosteuerabschaffungsgesetzes“ der CDU-Bundestagsfraktion. Aus dem Kreis der Regierungsparteien stammen die derzeit am weitesten ausgearbeiteten Vorstellungen zu einer Neukonzeption der Ökosteuer von dem sozialdemokratischen Bundestagsabgeordneten Hermann Scheer. In diesen Vorschlägen, die in einer Pressemitteilung des Bundes für Umwelt- und Naturschutz Deutschland (BUND) bereits irrtümlich als „SPD-Plan“ bezeichnet wurden (BUND, 2001), werden im Wesentlichen folgende Reformpunkte genannt (SCHEER, 2001):

– Aussetzung der letzten Stufe der Ökosteuer im Jahr 2003 und keine weiteren Erhöhungen der Steuersätze.

– Aufhebung der Strombesteuerung für alle erneuerbaren Energien, die unter das Energieeinspeisungsgesetz fallen, sowie Steuerbefreiung für Biotreibstoffe.

– Befreiung des Bahnverkehrs (einschließlich des öffentlichen Nahverkehrs) von der Stromsteuer; keine weitere Erhöhung der Mineralölsteuer für den Bereich des öffentlichen Nahverkehrs und für Taxi-Betriebe ab dem 1. Januar 2002.

– Die bisherigen Ausnahmeregelungen für die Industrie werden nach dem 1. Januar 2003 von der Durchführung eines Energie-Audits abhängig gemacht, in dem nachgewiesen wird, dass alle kostenneutralen Möglichkeiten zur Steigerung der Energieeffizienz ergriffen werden.

– Die Einnahmen aus der Ökosteuer werden ab dem Haushaltsjahr 2002 für ein ökologisches Investitionsprogramm eingesetzt (Schienenausbau und Investitionsbeihilfen für neue Betriebsfahrzeuge bei der Deutschen Bahn AG und den öffentlichen Nahverkehrsbetrieben; Aufstockung des Altlastensanierungsprogramms, Aufstockung des Marktanreizprogramms für erneuerbare Energien).

462. Die genannten Reformvorschläge sind unterschiedlich zu beurteilen. Eindeutig abzulehnen sind alle Forderungen nach einer Aussetzung oder Verschiebung bereits beschlossener Erhöhungsstufen, denn der wichtigste Eckpfeiler der ökologischen Steuerreform ist gerade ihre Stetigkeit und Verlässlichkeit, die Verbraucher und Wirtschaft zwingt, sich bei Forschung und Investitionen auf zukünftig steigende Energiepreise einzustellen. Jede Diskussion um eine Aussetzung oder Verschiebung bereits beschlossener Erhöhungsstufen setzt falsche Signale und lenkt Forschung und Investitionen in eine falsche Richtung. Auch steigende Importpreise für Mineralölprodukte sind kein Grund, die ökologische Steuerreform zurückzuschrauben, denn wie die Resultate des oben genannten DIW-Gutachtens zeigen (vgl. Tz. 458), ergeben sich auch bei hohen Importpreisen positive Umwelt- und Beschäftigungswirkungen der Ökosteuer, die nur von äußerst geringfügigen Wachstumseinbußen begleitet sind. Hinzu kommt, dass es aus volkswirtschaftlicher Sicht gerade bei steigenden Importpreisen für Mineralölprodukte um so wichtiger erscheint, einen Anpassungspfad einzuschlagen, der auf eine Erhöhung der ökonomischen Unabhängigkeit Deutschlands gegenüber den Erdöl exportierenden Staaten abzielt. Die Bundesregierung sollte mittel- bis langfristig das Ziel verfolgen, eine Struktur der Energieversorgung mittels regenerativer Energieträger zu schaffen, die Schocks durch steigende Importpreise für Mineralölprodukte mit ihren negativen Auswirkungen auf die Volkswirtschaft verhindert (Tz. 498, 511). Der Umweltrat fordert deshalb die Bundesregierung nachdrücklich auf, die für den Forschungs- und Investitionsanreiz äußerst schädliche Diskussion um die Zukunft der ökologischen Steuerreform einzustellen und zu bekräftigen, dass an den bisher beschlossenen Schritten der ökologischen Steuerreform festgehalten wird. Darüber hinaus sollten die Steuersätze auch über das Jahr 2003 hinaus langsam, aber kontinuierlich und vor allem für alle Beteiligten langfristig voraussehbar ansteigen.

463. Prinzipiell in die richtige Richtung weisen die Vorschläge, erneuerbare Energien von der Ökosteuer auszunehmen. Nach der bisherigen Vorgehensweise unterliegt auch aus erneuerbaren Energien erzeugter Strom bis auf wenige Ausnahmen (vgl. § 9 Abs. 1 StromStG) der Stromsteuer, sodass im Gegenzug wiederum zusätzliche Förderprogramme zur Unterstützung erneuerbarer Energien notwendig werden (vgl. SRU, 2000, Tz. 102). Dieses in sich widersprüchliche Verfahren, erneuerbare Energien einerseits zu belasten und andererseits zu fördern, ist jedoch aufwendig, intransparent und nicht frei von Willkür bei der Festlegung der Fördertatbestände. Eine alleinige Steuerbefreiung für erneuerbare Energien wäre jedoch nur ein halbherziger Schritt, denn auch dann verblieben noch zahlreiche Schwächen der gewählten Bemessungsgrundlage. Der Umweltrat erneuert deshalb seine bereits im Umweltgutachten 2000 erhobene Forderung, die Stromsteuer mittelfristig durch eine Abgabe auf fossile Energieträger in der Stromerzeugung abzulösen, die sich nach deren CO_2-Intensität bemisst (SRU, 2000, Tz. 100). Durch eine solche Neuorientierung, die freilich mit der gegenwärtigen Politik einer massiven Subventionierung der heimischen Steinkohle kaum zu vereinbaren wäre, würden nicht nur erneuerbare Energien automatisch von der Stromsteuer befreit, sondern es würde gleichzeitig auch ein Anreiz gegeben, den Primärenergieträgermix in Richtung auf CO_2-ärmere Brennstoffe zu restrukturieren. Zur Lösung der EU-rechtlichen Probleme, die sich ergeben, wenn Strom im nationalen Alleingang nach Maßgabe des Kohlenstoffgehalts der Primärenergieträger besteuert wird, sei auf die Ausführungen im Umweltgutachten 2000 verwiesen (SRU, 2000, Tz. 111 f.).

464. Die von SCHEER (2001) vorgeschlagenen Vergünstigungen für den schienengebundenen Verkehr und öffentlichen Nahverkehr wären aus Sicht des Umweltrates allenfalls für einen Übergangszeitraum und dann auch nur in degressiver Gestaltung angebracht, da ansonsten der Anreiz zum Einsatz energieeffizienter Technologien vermindert würde.

465. Wie bereits im Umweltgutachten 2000 hervorgehoben, führen die weit reichenden Ausnahmeregelungen für das Produzierende Gewerbe dazu, dass die Lenkungswirkung der Ökosteuer hier nur mit großen Einschränkungen wirksam werden kann (SRU, 2000, Tz. 105 f.). Diese Auffassung bestätigen auch die Ergebnisse des kürzlich veröffentlichten DIW-Gutachtens, die belegen, dass die ökologische Steuerreform in ihrer derzeitigen Ausgestaltung nicht geeignet ist, einen Strukturwandel zulasten energieintensiver Sektoren herbeizuführen (vgl. Tz. 458). Eine Modifikation der bestehenden Ausnahmeregelungen wäre deshalb unter Lenkungsgesichtspunkten wünschenswert. Der Umweltrat hat bereits im Umweltgutachten 2000 gefordert, Ermäßigungstatbestände für die Industrie zukünftig von der Energieintensität der Produktionsprozesse, von der Export- bzw. Importintensität und – so nun auch SCHEER (2001) – von der Anwendung eines Energie-Audits abhängig zu machen (SRU, 2000, Tz. 107). Veränderte Rahmenbedingungen haben sich seither jedoch insofern ergeben, als die bestehenden Ausnahmeregelungen zwischenzeitlich im Rahmen der Klimaschutzvereinbarung nicht unbedingt nach dem Wortlaut, aber zumindest nach der Intention der Vereinbarung festgeschrieben wurden. Auf die hiermit einhergehende Beschränkung der klimapolitischen Handlungsmöglichkeiten wurde oben bereits hingewiesen (vgl. Tz. 451). Eine neuerliche Änderung der Rahmenbedingungen könnte jedoch daraus resultieren, dass die Ausnahmeregelungen für die Industrie im März 2002 zur Re-Notifikation gegenüber der EU-Kommission anstehen. Beim gegenwärtigen Kenntnisstand kann nicht mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die bestehenden Ausnahmeregelungen den Anforderungen des neuen, am 3. Februar 2001 in Kraft getretenen Gemeinschaftsrahmens für staatliche Umweltschutzbeihilfen genügen

(Kapitel 3.1.6). Sofern im Rahmen des Re-Notifizierungsverfahrens ein Anpassungsbedarf entsteht, empfiehlt der Umweltrat, diesen zu nutzen, um zumindest eine erste Annäherung an die oben ausführlich erörterten Änderungsvorschläge zu erreichen.

Generell sei an dieser Stelle auch noch einmal zu bedenken gegeben, dass Ausnahmen von der Ökosteuer stets zu Effizienzverlusten führen. Der überlegene und bereits mehrfach angemahnte Weg (zuletzt SRU, 2000, Tz. 109) besteht deshalb in einer Harmonisierung der Energiebesteuerung in der Europäischen Union, sodass Ermäßigungstatbestände zum Schutz der nationalen Wettbewerbsfähigkeit überhaupt nicht mehr erforderlich sind. Der Umweltrat stellt mit Bedauern fest, dass in diesem Zusammenhang in der Berichtsperiode keine nennenswerten Fortschritte erzielt wurden (Environmental Data Base, 2001; SCHLEGELMILCH, 2001; s. auch FÖS, 2002, S. 19). Der Umweltrat fordert deshalb die Bundesregierung auf, ihre Bemühungen zu intensivieren, die Harmonisierung der Energiebesteuerung in der Europäischen Union voranzutreiben.

466. Zur Frage der Aufkommensverwendung hat der Umweltrat bereits mehrfach Stellung genommen (SRU, 2000, Tz. 99; SRU, 1996a, Tz. 940 ff., Tz. 1261 ff.). Dabei wurde insbesondere darauf hingewiesen, dass jede spezifische Zweckbindung, die ein bestimmtes Aufkommensvolumen erfordert, längerfristig zu Konflikten zwischen Lenkungs- und Finanzierungsziel führt. Die derzeitige informelle Zweckbindung zugunsten einer Senkung der Lohnnebenkosten kann deshalb nur als Übergangslösung bis zur Realisierung einer umfassenden Reform der Sozialversicherung dienen. Eine lenkungswirksame Aufkommensverwendung, wie etwa zur Subventionierung ökologisch vorteilhafter Investitionen (z. B. SCHEER, 2001), sieht sich generell mit den bekannten Problemen staatlicher Fördermaßnahmen konfrontiert (Mitnahmeeffekte, willkürliche Auswahl von Fördertatbeständen, Präjudizierung technischer Entwicklungen). Der Umweltrat bekräftigt deshalb noch einmal seine Forderung, im Rahmen der langfristigen Grobsteuerung ausschließlich eine erhebungsseitige Lenkungswirkung anzustreben. Direkte Fördermaßnahmen sollten allenfalls dort in Erwägung gezogen werden, wo die Lenkungswirkung der Ökosteuer durch Marktversagen blockiert wird und einem Missbrauch – wie etwa durch reine Mitnahmeeffekte – weitgehend vorgebeugt werden kann (SRU, 1996a, Tz. 1266).

3.2.1.2.4 Emissionshandel

3.2.1.2.4.1 Kyoto-Protokoll

467. Artikel 17 des Kyoto-Protokolls sieht die Möglichkeit eines Emissionshandels vor, an dem die Vertragsparteien, die nach dem Protokoll Verpflichtungen zur Reduzierung ihrer Treibhausgasemissionen übernehmen, sich auf freiwilliger Basis beteiligen können (näher OBERTHÜR und OTT, 2000, S. 243 ff.). Der Emissionshandel, der hier ins Auge gefasst wird, ist im Ansatz ein Emissionshandel zwischen Staaten: Die Industrieländer, die sich mit dem Protokoll auf eine bestimmte prozentuale Reduktion ihrer Treibhausgasemissionen und damit auf eine absolute Begrenzung ihres Emissionsbudgets verpflichtet haben, sollen die Möglichkeit erhalten, bei auftretendem Mehrbedarf überschüssige Anteile des Emissionsbudgets anderer Vertragsstaaten zu erwerben oder umgekehrt nicht benötigte Anteile der eigenen Emissionsberechtigung an andere Staaten zu verkaufen (s. ADDINK, 1999, S. 410). Mit der Flexibilisierung der Reduktionspflichten des Kyoto-Protokolls durch die Möglichkeit des Emissionshandels soll erreicht werden, dass Emissionsreduktionen dort stattfinden können, wo sie am kostengünstigsten erreichbar sind.

Die sehr rudimentäre Regelung des Artikel 17 Kyoto-Protokoll beschränkt sich im Wesentlichen darauf, die Konferenz der Vertragsparteien mit der Ausarbeitung der maßgeblichen Grundsätze, Regeln und Leitlinien für den Emissionshandel zu beauftragen. Sie bezieht sich zwar im Ansatz auf einen Handel zwischen den verpflichteten Vertragsstaaten, schließt aber nicht aus, dass dieser Handel auch für eine Beteiligung Privater, insbesondere für eine Beteiligung von Unternehmen, geöffnet wird. Sichergestellt sein muss nur, dass die zwischen Privaten grenzüberschreitend gehandelten Emissionsmengen auch den Emissionsbudgets der jeweiligen Staaten zugeschrieben bzw. davon abgebucht werden, damit der Grundansatz des Emissionshandels als Instrument zur Flexibilisierung der mit dem Kyoto-Protokoll eingegangen staatlichen Verpflichtungen zur Emissionsbegrenzung gewahrt bleibt (s. auch Artikel 3 Abs. 10 und 11 Kyoto-Protokoll).

468. Zur näheren Ausgestaltung eines Emissionshandels unter dem Kyoto-Protokoll, der es den Staaten ermöglicht, auch Private zu beteiligen, liegen konzeptionelle Überlegungen vor (s. zum 1998 vorgelegten Konzept der so genannten *umbrella group* SCHWARZE und ZAPFEL, 1998, S. 504 ff.). Eine Einigung unter den Vertragsparteien konnte allerdings selbst über die Grundzüge zunächst nicht erreicht werden, weil grundsätzliche Fragen über das Ausmaß und die Art und Weise, in der die flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls anwendbar sein sollen, umstritten waren (s. für die europäische und die deutsche Position TRITTIN und MEACHER, 2000; SRU, 2000, Tz. 118). Einigungsfortschritte in einigen der grundsätzlich umstrittenen Fragen wurden im Sommer 2001 auf der in Bonn fortgeführten sechsten Vertragsstaatenkonferenz erzielt, ohne dass aber das Emissionshandelssystem im Einzelnen weiterentwickelt worden wäre (BMU, 2001a). Insbesondere wurde mit der Beschränkung auf die vage Klausel, dass die Vertragsstaaten einen „signifikanten Anteil" der eingegangenen Emissionsminderungspflichten durch Maßnahmen im eigenen Lande erfüllen müssen, den flexiblen Mechanismen ein weiter Anwendungsbereich eingeräumt. Von Bedeutung für den zwischenstaatlichen Emissionshandel sind auch die Bonner Vereinbarungen zur Sanktionierung von Reduktionszielverfehlungen. Weitere Fortschritte unter anderem zu Grundsatzfragen der Anwendung der flexiblen Mechanismen und zur Erfüllungskontrolle erbrachte im Herbst 2001 die siebte Vertragsstaatenkonferenz in Marrakesch. Mit dem Ergebnis dieser Konferenz verbindet sich die Erwartung, dass es möglich sein wird, das Kyoto-Prokoll

auch ohne Beteiligung der USA bis zum Weltgipfel in Johannesburg im September 2002 in Kraft zu setzen (BMU, 2001b). Für die Ratifikationsentscheidung auf europäischer Ebene liegt ein Kommissionsvorschlag vom 23. Oktober 2001 vor (KOM(2001)579 endg.). Der Entwurf des deutschen Ratifikationsgesetzes wurde am 5. Dezember 2001 im Bundeskabinett beschlossen (FAZ vom 6. Dezember 2001, S. 2).

Auf den künftigen Emissionshandel unter Artikel 17 des Kyoto-Protokolls, dessen Konturen im Einzelnen noch nicht feststehen, bereitet man sich sowohl auf der Ebene der EG als auch in verschiedenen Mitgliedstaaten durch Überlegungen zur Institutionalisierung eines eigenen Emissionshandelssystems vor, das gegebenenfalls später in das Kyoto-System integriert werden kann und einstweilen schon das effizienzsteigernde Potenzial dieses Instruments jedenfalls für die europäische bzw. nationale Ebene erschließen soll (vgl. Abschn. 3.2.1.2.4.3 und 3.2.1.2.4.4).

3.2.1.2.4.2 Charakteristika und Vorzüge des ökonomischen Instruments „Emissionshandel“

469. Das Instrument der handelbaren Emissionsrechte – auch als Lizenz- oder Zertifikatlösung bezeichnet – gilt als besonders effizient. In den USA ist es bereits mit Erfolg insbesondere für die SO_2-Reduzierung eingesetzt worden (näher dazu HANSJÜRGENS, 2001; BADER, 2000, S. 56 ff.; SCHMITT-RADY, 1999). In Bezug auf Treibhausgase liegen positive Erfahrungen auch mit konzerninternen Emissionshandelssystemen vor (FLATNITZER, 2001; GROHMANN, 2001; LEWIS, 2001). Der Emissionshandel, der gemeint ist, wenn Ökonomen die besondere Effizienz dieses Instruments hervorheben, zeichnet sich dadurch aus, dass zunächst die Menge der zulässigen Emissionen absolut begrenzt wird (s. statt vieler SCHAFHAUSEN, 2000, S. 29). Das Emissionsbudget, das sich durch die gesetzte Begrenzung ergibt, wird in einzelne Anteilscheine (Emissionsberechtigungen, Zertifikate, Lizenzen) aufgesplittet, die nach verschiedenen denkbaren Verfahren an die Emittenten verteilt werden können. Mit diesen Emissionsberechtigungen können die Inhaber handeln. Wer kostengünstig Emissionen reduzieren kann, wird das tun und die dadurch frei werdenden Emissionsberechtigungen an Emittenten verkaufen, die wegen hoher Minderungskosten nicht reduzieren und beispielsweise wachstumsbedingte zusätzliche Emissionen lieber durch Zertifikatkäufe abdecken als in Emissionsminderungstechnologien investieren wollen.

Als besonders effizient gilt dieses Instrument, weil es ermöglicht und bewirkt, dass Emissionen, die reduziert werden müssen, dort reduziert werden, wo die Grenzvermeidungskosten am geringsten sind, die Reduktion also am kostengünstigsten ist. Darin unterscheidet es sich von ordnungsrechtlichen Emissionsbegrenzungen, bei denen zwar die Möglichkeit besteht, durch abgestufte Anforderungen ebenfalls Rücksicht auf unterschiedliche Kosten der Emissionsminderung zu nehmen, die sich den Kostenunterschieden aber prinzipiell nicht mit derselben Flexibilität anpassen können. Die Kosteneinsparungen, die die Flexibilisierung von Emissionsminderungspflichten durch Emissionshandel im Vergleich zu starren ordnungsrechtlichen Vorgaben ermöglicht, sind erheblich. So ist berechnet worden, dass die Kosten für die Erfüllung der Reduktionspflichten, die das Kyoto-Protokoll für die EG vorsieht, mit einem innereuropäischen Emissionshandel um mehr als die Hälfte unter das Kostenniveau abgesenkt werden können, das sich ergibt, wenn jeder Mitgliedstaat starr auf die Reduktionsquote verpflichtet bleibt, die er im Rahmen der EG-internen Lastenverteilungsvereinbarung übernommen hat (BADER, 2000, S. 322 ff.).

470. Ein weiterer Vorteil liegt darin, dass sich vorgegebene Emissionsminderungsziele mit diesem Instrument sicher erreichen lassen; dies wird durch die zugrunde liegende absolute Emissionsbegrenzung gewährleistet. Darin liegt ein Vorzug des Emissionshandelssystems vor allem gegenüber steuerlichen Lösungen. Das bedeutet allerdings nicht, dass der Emissionshandel „sicherere“ Ergebnisse hätte als eine Steuer. Die Unsicherheit tritt nur an einer anderen Stelle auf (HEISTER und MICHAELIS, 1991, S. 78 f.): Emissionssteuern fixieren den Emissionspreis und überlassen die Anpassung der Emissionsmenge dem Markt. Wie viel unter der Geltung einer Steuer noch emittiert wird und ob sich mit der Steuer ein vorgegebenes Emissionsminderungsziel erreichen lässt, ist daher nicht genau vorhersehbar. Beim Emissionshandelssystem wird umgekehrt die Emissionsmenge fixiert und die Anpassung des Preises dem Markt überlassen. Ordnungsgemäßen Vollzug vorausgesetzt, steht daher fest, welche Emissionsminderung insgesamt erzielt wird. Dies macht das Instrument besonders geeignet für Anwendungsbereiche, in denen es, wie beim Klimaschutz, auf das sichere Erreichen vorgegebener, völkerrechtlich vereinbarter Emissionsminderungsziele ankommt. Dem korrespondiert allerdings der Nachteil, dass beim Emissionshandel die Preise und damit die Belastungen, die das System für die betroffenen Wirtschaftssubjekte bedeutet, nicht vorhersehbar sind. Dies wird teilweise auch als rechtlich bedenklich angesehen (RENGELING, 2000, S. 1730). Nach vorherrschender Auffassung bestehen für die Einführung von Emissionshandelssystemen jedoch keine grundsätzlichen verfassungsrechtlichen Hindernisse (REHBINDER, 1998; BECKER-NEETZ, 1988; KOTTMEIER, 2000; FRENZ, 2001, m. w. N.). Die Möglichkeit von Preisschwankungen besteht auf allen Märkten. Solange die normativ gesetzten Rahmenbedingungen für einen Emissionshandel auf einer angemessenen Abwägung der umweltpolitischen, wirtschaftlichen und sonstigen relevanten Gesichtspunkte beruhen, wird die markttypische Unvorhersehbarkeit der Preisentwicklung nicht dadurch zu einem verfassungsrechtlichen Problem, dass auf dem Markt für Emissionsrechte die Knappheitsbedingungen durch staatliche Entscheidung gesetzt sind. Eine staatliche Verknappung der Emissionsrechte findet auch dann statt, wenn Emissionen mit ordnungsrechtlichen Instrumenten reguliert werden. Dass diese Verknappung in einem Emissionshandelssystem mit größerer Flexibilität für die einzelnen Emittenten verbunden ist, kann auch aus verfassungsrechtlicher Sicht nicht als Nachteil begriffen werden (SCHNEIDER, 2001, S. 335).

Zwar ist anzuerkennen, dass die Unvorhersehbarkeit der resultierenden wirtschaftlichen Belastungen ein Problem darstellen kann, insbesondere wenn sie Wirtschaftszweige betrifft, die mit nicht in gleicher Weise belasteter ausländischer Konkurrenz im Wettbewerb stehen (ARNDT, 2000). Unzutreffend ist aber die verbreitete Auffassung, dass in einem Zertifikatsystem, anders als bei einer Steuer, nicht die Möglichkeit bestehe, auf unerwünschte wirtschaftliche Auswirkungen flexibel mit Korrekturen zu reagieren (MEYER, 2001a, S. 222). Dies ist eine Frage der Ausgestaltung. Tatsächlich ist die Anpassungsflexibilität gering, wenn Emissionsberechtigungen mit Dauerwirkung ausgegeben werden. Ein Emissionshandelssystem kann aber auch so konzipiert werden, dass die ausgegebenen Berechtigungen jeweils nur eine begrenzte Gültigkeitsdauer haben. Nach Ablauf jeder Gültigkeitsperiode sind dann im Prinzip Systemkorrekturen möglich, wie z. B. eine Erhöhung der insgesamt zugelassenen Emissionsmenge mit der Folge, dass der Preis der Emissionsberechtigungen sinkt (vgl. HEISTER und MICHAELIS, 1991, S. 71).

471. Schwierigkeiten können sich in einem Emissionshandelssystem daraus ergeben, dass ein solches System, in reiner Form angewandt, nicht in der Lage ist, problematische lokale Konzentrationen eines Schadstoffs, so genannte *hot spots,* zu verhindern. Gerade bei CO_2 treten solche Schwierigkeiten aber nicht auf, weil es bei diesem Gas nicht auf die lokale Konzentration, sondern nur darauf ankommt, den weltweiten Ausstoß zu reduzieren. Unter diesem Gesichtspunkt ist CO_2 daher ein „geborener Anwendungsfall“ für Emissionshandelslösungen (ZIMMERMANN, 2000, S. 22).

472. Effizienzvorteile hat ein Emissionshandelssystem allerdings nur unter bestimmten Voraussetzungen. Eine Voraussetzung ist, dass die Grenzvermeidungskosten bei den vom System erfassten Quellen unterschiedlich hoch sind. Diese Voraussetzung ist in Bezug auf die Vermeidung von CO_2-Emissionen nicht nur im Weltmaßstab, sondern auch innerhalb Europas gegeben (CAPROS und MANTZOS, 2000; darauf Bezug nehmend METZGER und PELCHEN, 2001). Dass Deutschland dabei zu den EU-Mitgliedstaaten mit besonders niedrigen Grenzvermeidungskosten gezählt wird, hängt allerdings vor allem mit der bisherigen Bedeutung der Kohle als Energieträger zusammen; die Annahme, dass die deutsche Industrie in einem gemeinschaftlichen Emissionshandelssystem zu den Nettoverkäufern zählen wird (CAPROS und MANTZOS, 2000, S. 4 und 11), setzt daher eine weitgehende Substitution der Kohle durch weniger emissionsintensive Energieträger voraus.

Ein kostengünstiges Instrument ist der Emissionshandel außerdem nur, wenn die Kosteneinsparungen, die es bei der Emissionsminderung ermöglicht, nicht durch Transaktionskosten im weitesten Sinne – Kosten für die Einrichtung des Systems, die Abwicklung der Handelstransaktionen und die Überwachung und Durchsetzung – kompensiert oder sogar überkompensiert werden. Vor allem die Kosten und Probleme der strikten Überwachung, auf die ein Emissionshandelssystem unabdingbar angewiesen ist, dürfen nicht unterschätzt werden. Sie sind in vielen theoretisch denkbaren Anwendungsbereichen des Emissionshandels so hoch bzw. so unlösbar, dass die praktische Anwendung nicht möglich oder nicht sinnvoll ist (s. zu im Weltmaßstab noch ungelösten Problemen bei der Erfassung von Treibhausgasemissionen SCHAFHAUSEN, 2000, S. 30 f.). Es ist kein Zufall, dass das Instrument in der anlagenbezogenen Luftreinhaltepolitik bislang nur auf billig zu messende Massenschadstoffe wie SO_2 und NO_x angewandt worden ist. Unter dem Gesichtspunkt der Transaktionskosten ist von den Treibhausgasen besonders CO_2 für ein Emissionshandelssystem im Prinzip sehr gut geeignet, weil die bei Verbrennungsprozessen entstehenden Emissionen sich aus dem jeweiligen Energieträgereinsatz errechnen lassen.

473. Ein Emissionshandelssystem, das alle Emissionen aus fossilen Energieträgern erfasst, könnte auf der ersten Stufe des Handels mit solchen Energieträgern (Produzenten und Importeure) ansetzen und wäre mit vergleichsweise geringen Transaktionskosten verbunden; insbesondere wäre der Kontrollaufwand im Verhältnis zum Regulierungseffekt vergleichsweise gering, weil für die Erfassung des gesamten relevanten Marktes nur die Käufe und Verkäufe der auf dieser Handelsstufe tätigen Marktteilnehmer überwacht werden müssten (s. i. E. BADER, 2000, S. 179 ff.; SCHEELHAASE, 1994, S. 204 ff.; HEISTER und MICHAELIS, 1991, S. 74; HEISTER, 1990, S. 59 ff.). Auf nachgeschalteten Handelsstufen und beim Endverbraucher würde ein auf der ersten Handelsstufe ansetzendes Emissionshandelssystem nur über einen entsprechend erhöhten Preis der Energieträger, insofern also ähnlich wie eine Ökosteuer, wirken. Diese Feststellung wird häufig so verwendet, als stelle sie ein Argument gegen diese Variante eines Handelssystems dar (siehe z. B. LOSKE, 2001). Tatsächlich liegt darin, dass die Wirkung eines auf der ersten Handelsstufe eingreifenden Zertifikatsystems sich auf den nachgelagerten Stufen ökosteuerähnlich auswirkt, nichts Nachteiliges. Die Ähnlichkeit zu einer Ökosteuer ist auch nur begrenzt. Während eine echte Ökosteuer, solange sie nicht kraft Gesetzes erhöht wird, stets dieselbe Höhe hat, passt sich im Falle eines erststufigen Zertifikatsystems die preisliche Belastung auf den nachgeschalteten Stufen dem jeweiligen Zertifikatpreis an. Diese Schwankung im Preis ist das Korrelat der Mengenfixierung, die gewährleistet, dass das jeweilige Emissionsminderungsziel sicher erreicht wird. Das erststufig ansetzende Handelssystem hat dementsprechend alle relevanten Vorteile dieses Instrumententyps: Es lenkt die begrenzten Umweltnutzungsmöglichkeiten in die effizientesten Verwendungen, und es gewährleistet, im Gegensatz zu einer Ökosteuer, die Erreichung des jeweiligen Emissionsminderungsziels. Dass auf den nachgeschalteten Handelsstufen bis hin zum Endverbraucher in einem solchen System kein Handel mit Zertifikaten mehr stattfindet, sondern nur noch ein Handel mit Energieträgern, in deren Preis sich die Zertifikatpreise niederschlagen, ist kein Nachteil. Der Handel mit Zertifikaten ist kein Selbstzweck, sondern ein Mittel, um die Vorteile der Allokationseffizienz und Zielsicherheit zu erreichen. Genau diese Ziele werden aber auch in einem erststufig

ansetzenden Handelssystem erreicht – nur auf besonders effiziente Weise, weil die hohen Kontroll- und sonstigen Transaktionskosten entfallen, die sich ergeben würden, wenn eine große Zahl von Emittenten zertifikatpflichtig wäre.

3.2.1.2.4.3 Emissionshandelskonzepte in den EG-Mitgliedstaaten und Stand der Überlegungen in Deutschland

474. In den EG-Mitgliedstaaten werden unterschiedliche Emissionshandelskonzepte diskutiert und teilweise auch bereits praktiziert (Überblick über die Charakteristika der nationalen Konzepte bei LEGGE, 2001, S. 73). Das in Deutschland bislang meistbeachtete System ist das für Großbritannien geplante. Das britische System soll nur den Unternehmenssektor erfassen und auf freiwilliger Beteiligung basieren. Grundlage des geplanten britischen Emissionshandels sind Emissionsbegrenzungen, die für die einzelnen Unternehmen in freiwilligen Reduktionsvereinbarungen fixiert werden. Mit dem Emissionsbudget, das durch Vereinbarung festgelegt ist, kann gehandelt werden, d. h. die Unternehmen können nicht benötigte Emissionsberechtigungen verkaufen oder ihr Emissionsbudget, wenn es nicht ausreicht, durch Zukäufe von anderen Unternehmen aufstocken. Als Anreiz, sich auf eine emissionsbegrenzende Vereinbarung einzulassen, werden für Unternehmen, die klimasteuerpflichtig sind, eine achtzigprozentige Reduktion der Klimasteuer, und für nicht der Klimasteuer unterfallende Unternehmen besondere Subventionen eingesetzt (näher DEFRA, 2001; DERWENT, 2001; LÜBBE-WOLFF, 2001; REES und EVERS, 2000).

Ein strikteres Modell ist für die Jahre 2000 bis 2003 in Dänemark institutionalisiert worden. Das dänische Emissionshandelssystem bezieht nur die Stromerzeuger ein, hat also einen sehr engen Anwendungsbereich. Für diesen engen Anwendungsbereich handelt es sich aber um ein Handelssystem, das dem eigentlichen umweltökonomischen Konzept des Emissionshandels (Tz. 480 f.) entspricht: Die Gesamtmenge der zulässigen CO_2-Emissionen aus der dänischen Stromproduktion ist gesetzlich fixiert. Dementsprechend ist die Beteiligung am System nicht freiwillig; alle Stromerzeuger sind verpflichtend einbezogen (s. i. E. SØRENSEN, 2001; PEDERSEN, 2000). Irgendeine Handelstransaktion hat unter diesem System allerdings bislang nicht stattgefunden (Stand September 2001, STEEN, 2001).

475. In Deutschland wird über mögliche Konzepte für einen deutschen Emissionshandel auf Bundesebene in einer Arbeitsgruppe aus Vertretern der Regierung, des Bundestages, der Wirtschaft und der Umweltverbände nachgedacht (HARDERS, 2001, S. 54 ff.). Aus der Sicht der Wirtschaft kommt nur ein Handelssystem in Betracht, das auf freiwilliger Beteiligung beruht (HEIN, 2001, S. 169). Für Erprobung auf freiwilliger Basis hat auch das Bundeswirtschaftsministerium plädiert (PIEPER, 2001, S. 76). Auch auf Länderebene sind Überlegungen im Gange. In Hessen wurde vom Umweltministerium in Zusammenarbeit mit der Deutschen Ausgleichsbank ein Pilotprojekt organisiert, das Aufschluss über die Möglichkeiten eines Emissionshandels – unter anderem die damit verbundenen Transaktionskosten – geben sollte (SCHWEER, 2001). Die unternehmensseitigen Transaktionskosten erwiesen sich dabei als relativ geringfügig (HMULF, 2001). Modellprämisse war hier ein Emissionshandelssystem, das, ebenso wie das britische, auf freiwilliger Teilnahme basiert.

3.2.1.2.4.4 Stand der EU-Politik zum Handel mit Treibhausgasemissionen

476. Die Europäische Kommission hat im März 2000 ein Grünbuch zum Handel mit Treibhausgasemissionen vorgelegt, das den Beginn eines innereuropäischen Emissionshandels für das Jahr 2005 ins Auge fasst (Europäische Kommission, 2000). Diesem Grünbuch ist im Oktober 2001 ein offizieller Richtlinienvorschlag gefolgt (European Commission, 2001).

Bereits nach dem Grünbuch war nicht an ein umfassendes Emissionshandelssystem gedacht, das die Gesamtheit aller Treibhausgasemissionen innerhalb der Gemeinschaft erfassen und begrenzen würde, sondern an ein – zumindest vorerst – auf CO_2 begrenztes und sektorales System, das nur bei der Industrie ansetzt und auch hier nur Großemittenten einbezieht. Begründet wurde dies damit, dass die Einbeziehung kleiner Emittenten, wie z. B. privater Kraftfahrzeuge, komplexe Praktikabilitätsprobleme aufwerfe, und mit der Erwägung, dass Emissionsminderungen vor allem dort vorgenommen werden sollten, wo sie zu geringen Kosten möglich sind, was beispielsweise im Verkehrssektor nicht der Fall sei (Europäische Kommission, 2000, S. 11 und 19). Die Kommission hielt daher Untersuchungen über die relativen Kosten der Emissionsminderung in den verschiedenen Bereichen für erforderlich (Europäische Kommission, 2000, S. 19). Zugleich zog die Kommission aber vor jeder näheren Untersuchung bereits im Grünbuch einen bestimmten Anwendungsbereich für den Emissionshandel in Erwägung, nämlich die Anlagen, die der Großfeuerungsanlagenverordnung und der IVU-Richtlinie unterfallen (Europäische Kommission, 2000, S. 15). Der erste Bericht des von der Kommission institutionalisierten *European Climate Change Programme (ECCP)* empfahl ebenfalls, in den Emissionshandel zumindest vorläufig nur einen begrenzten Kreis von Emittenten, darunter jedenfalls den Kraftwerkssektor, einzuschließen (ECCP, 2001, S. 10).

477. Der inzwischen vorliegende Richtlinienvorschlag (European Commission, 2001) folgt diesem sektoralen Ansatz. In das vorgesehene Emissionshandelssystem sollen die in einem Anhang aufgelisteten Anlagen einbezogen werden – neben Verbrennungsanlagen, Mineralölraffinerien und Koksöfen eine Reihe weiterer energieintensiver Anlagenarten aus der Zement-, Glas-, Keramik-, Zellstoff- und Papierindustrie, wobei die Einbeziehung überwiegend davon abhängig gemacht ist, dass bestimmte Kapazitätsschwellen überschritten sind. Energieintensive Anlagen der chemischen Industrie sind als solche nicht erfasst; sie sind daher nur insoweit einbezogen, als es sich um Verbrennungsanlagen oberhalb der relevanten Schwellenwerte handelt. Jede erfasste Anlage soll CO_2 nur noch

auf der Grundlage einer Erlaubnis („permit“) und nur noch in dem Umfang emittieren dürfen, in dem die emittierten Mengen durch Lizenzen („allowances“) gedeckt sind. Der Beginn einer ersten dreijährigen Operationsphase des Systems ist auf den 1. Januar 2005 terminiert; der Beginn der zweiten, der mit dem Beginn der ersten Kyoto-Verpflichtungsperiode zusammenfällt, auf den 1. Januar 2008. Entgegen den Bestrebungen der Bundesregierung, zu erreichen, dass die Beteiligung der Unternehmen an dem Handelssystem generell oder zumindest in der ersten Periode noch freiwillig ist, sieht der Kommissionsvorschlag ein von Beginn an verbindliches System vor.

Die Menge und die Verteilung der Emissionslizenzen, die in der ersten Phase kostenlos ausgegeben werden müssen, soll für jede der beiden Phasen durch einen nationalen Allokationsplan festgelegt werden, der sich an bestimmten im Anhang III des Richtlinienvorschlages aufgeführten Kriterien zu orientieren hat. Zu diesen Kriterien gehört unter anderem, dass die Gesamtmenge der ausgegebenen Emissionsberechtigungen mit den Verpflichtungen des jeweiligen Mitgliedstaates aus dem Kyoto-Protokoll übereinstimmt und berücksichtigt wird, wie sich diese Menge zur Menge der vom Handelssystem nicht erfassten Emissionen verhält (näher Tz. 482). In der Begründung des Richtlinienentwurfs wird als ein maßgebliches Kriterium für die nationale Allokationsplanung auch die im Juni 1998 vereinbarte innereuropäische Lastenteilungsvereinbarung genannt, in der festgelegt ist, welchen Anteil an der Kyoto-Reduktionslast der EU die einzelnen Mitgliedstaaten übernehmen. Die in dieser Vereinbarung ausgewiesenen Reduktionsanteile sind bekanntlich sehr unterschiedlich; während einige Mitgliedstaaten eine weit überproportionale Reduktionslast tragen – dies gilt insbesondere für Deutschland –, sind anderen sogar noch Zuwachsspielräume eingeräumt (Tz. 427). Im operativen Text des Richtlinienvorschlags ist nicht ausdrücklich bestimmt, dass die nationalen Allokationspläne sich an dieser bislang nicht rechtsverbindlichen Vereinbarung zu orientieren haben. In Anhang III des Richtlinienvorschlags, der die Kriterien für die nationalen Allokationspläne festlegt, findet sich jedoch ein vorerst leerstellenhafter Verweis auf die noch zu treffende Ratsentscheidung zur Ratifikation des Kyoto-Protokolls. Da mit dieser Entscheidung auch die im Juni 1998 vereinbarte Lastenteilung in den Status der Rechtsverbindlichkeit überführt werden soll (vgl. den Kommissionsvorschlag vom 23. Oktober 2001, KOM(2001)579 endg., Artikel 2 und Anhang II), werden auf diese Weise die Mitgliedstaaten verpflichtet, ihre nationale Allokationsplanung an der vereinbarten Lastenteilung auszurichten.

Die mitgliedstaatlichen Allokationspläne werden nach dem Richtlinienvorschlag im so genannten Ausschussverfahren, d. h. von der Kommission im Zusammenwirken mit einem aus Vertretern der Mitgliedstaaten zusammengesetzten Ausschuss, überprüft und können von der Kommission zurückgewiesen werden, wenn sie den Kriterien des Anhangs III nicht entsprechen. Die plangemäß zugeteilten Emissionsberechtigungen sind innerhalb der EU handelbar. Ausgangszuteilung, Transfers und Ungültigerklärungen werden in nationalen Registern verzeichnet, wobei die Registrierungen einer – begrenzten – Überwachung seitens eines „Zentralen Administrators“ bei der Kommission unterliegen. Eine Verbindung mit anderen Emissionshandelsregimen, die es erlauben würde, Handelstransaktionen auch mit Partnern außerhalb der EU vorzunehmen, soll durch den Rat im Wege völkerrechtlicher Vereinbarungen hergestellt werden können (Tz. 484). Damit der Spielraum für Handelstransaktionen nicht durch starre ordnungsrechtliche Vorgaben beschränkt wird, ist eine Änderung der IVU-Richtlinie (RL 96/61/EG) vorgesehen. Für Treibhausgasemissionen, die dem Handelsregime unterliegen, sollen danach keine Emissionsgrenzwerte festgelegt werden, sofern dies nicht zur Vermeidung lokaler Probleme erforderlich ist (Tz. 487).

3.2.1.2.4.5 Bewertung des Richtlinienvorschlags der Europäischen Kommission

Sektoralisierung – Beschränkung auf den Bereich der Industrie

478. Das vorgeschlagene Emissionshandelssystem schließt die besonders wichtigen Teilbereiche der Industrie ein. Nach Schätzung der Europäischen Kommission wären mit dem vorgesehenen Anwendungsbereich 4 000 bis 5 000 Anlagen und ca. 46 % der CO_2-Emissionen der Gemeinschaft im Jahre 2010 erfasst (European Commission 2001, S. 10). Die auf europäischer Ebene insbesondere von Schweden befürwortete, seitens der Wirtschaft dagegen einhellig abgelehnte größere Lösung eines alle Sektoren einschließenden Systems („Upstream-System“) hat sich damit nicht durchsetzen können (KRÄMER, 2001, S. 19 f.). Auch wenn mehr als die Institutionalisierung eines in dieser Weise sektoralisierten Systems auf europäischer Ebene derzeit politisch – noch – nicht erreichbar sein mag, ist darauf hinzuweisen, dass mit einem auf den Industriesektor beschränkten System die möglichen Effizienzvorteile eines Emissionshandelssystems nur unzureichend genutzt werden können (MEYER und STRÖBELE, 2001, S. 60 f.; STRÖBELE, 2001, S. 6).

Mit der im Grünbuch der Kommission vorgetragenen Begründung, dass ein Emissionshandelssystem sich auf die Bereiche mit den geringsten Emissionsminderungskosten beziehen sollte (Tz. 476), lässt sich die vorgeschlagene Beschränkung auf den Industriesektor nicht rechtfertigen. Die Bereiche mit den geringsten Emissionskosten zu identifizieren, sollte nicht Sache des Gesetzgebers sein, der ein Emissionshandelssystem einrichtet, sondern gerade dem Emissionshandel selbst überlassen bleiben. Je enger der Anwendungsbereich des Instruments zugeschnitten wird, und je homogener die Kostenstrukturen im gewählten Anwendungsbereich sind, desto geringer ist der potenzielle Effizienzvorteil des Instruments. Ein auf einen einzelnen Sektor beschränkter Emissionshandel kann für sich genommen auch nicht mehr gewährleisten, dass die EU und die Mitgliedstaaten, die einen solchen sektoralisierten Emissionshandel praktizieren, treffsicher ihre jeweiligen Kyoto-Reduktionsziele bzw. die im Rahmen der innereuropäischen Lastenverteilung übernommenen Reduktionsquoten erreichen. Der wesentliche Vorteil

des Emissionshandels gegenüber einer Steuer, die ökologische Zielsicherheit, die den Einsatz des Instruments gerade für die Erreichung völkerrechtlicher Zielvorgaben sinnvoll macht, wird daher in Bezug auf die Kyoto-Ziele und deren innereuropäische Umsetzung bei einem Emissionshandel, der sich auf einen einzelnen Sektor beschränkt, nicht bzw. nur für ein Teilziel genutzt.

Mit der Beschränkung des Emissionshandels auf einen einzelnen Sektor sind auch vergleichsweise hohe Transaktionskosten verbunden. Während ein umfassendes, alle CO_2-Emissionen einschließendes Handelssystem nur die auf der ersten Handelsstufe in Verkehr gebrachten Energieträger erfassen muss, sodass relativ geringe Kontrollkosten anfallen (Tz. 473), muss in sektoralisierten Systemen jeder beteiligte Emittent kontrolliert werden. Die damit verbundenen Transaktionskosten wären für die meisten Bereiche viel zu hoch. Der Kontrollaufwand, der nötig wäre, um beispielsweise die Emissionen von Haushalten und anderen Kleinemittenten jeweils gesondert zu ermitteln, würde jeden allokativen Effizienzvorteil eines Handelssystems zunichte machen. Der Vorschlag, speziell z. B. für die Haushalte und andere Kleinverbraucher von Raumwärme ein gesondertes auf der ersten Handelsstufe ansetzendes Emissionshandelssystem zu institutionalisieren (REHBINDER, 2002, Abschn. 2.2), muss als unrealistisch angesehen werden, weil auf der ersten Handelsstufe noch nicht identifizierbar ist, welcher Teil der produzierten bzw. importierten Energieträger in den betreffenden Kleinemittentensektor fließt, und die Weiterverfolgung bis in diesen Sektor wiederum allenfalls mit prohibitiven Transaktionskosten möglich wäre. Ein sektoralisiertes System dürfte daher in der Tat nur für die Industrie oder bestimmte Großemittenten überhaupt in Betracht kommen (MEYER, 2001a, S. 223). Auch hier ist aber die Kontrolle im Verhältnis zu den jeweils erfassten Emissionsmengen sehr viel aufwendiger als in einem System, das alle erfasst.

479. Speziell für Deutschland spricht gegen ein auf den Bereich der Industrie beschränktes Emissionshandelskonzept auch die Tatsache, dass gerade dieser Sektor bereits in der Vergangenheit die höchsten Treibhausgas-Emissionsminderungen erreicht und im Rahmen der mit der Bundesregierung abgeschlossenen Vereinbarung (Tz. 447) weitere Reduktionen zugesagt hat (s. auch RENTZ, 1999, S. 57). Die potenziellen Effizienzvorteile des Emissionshandels sind komparativ, d. h. es handelt sich um Vorteile des Emissionshandels im Vergleich zu unflexiblen individuellen Emissionsbegrenzungen. Für die deutsche Industrie sind mit der freiwilligen Vereinbarung zwischen Industrie und Regierung aber kollektive Reduktionsquoten vereinbart worden. Diese Vereinbarung schränkt die bestehenden Flexibilitäten hinsichtlich der Frage, bei welchen konkreten Unternehmen und Anlagen Emissionsminderungsaktivitäten stattfinden, in keiner Weise ein. Was die Flexibilität angeht, ist dieses Regulierungsmodell auf nationaler Ebene nicht steigerungsfähig. Ein rein nationales auf den Industriesektor beschränktes Emissionshandelssystem wäre daher für Deutschland abzulehnen. Aus gesamteuropäischer Perspektive kann ein solches System trotz der dargestellten Effizienznachteile der Sektoralisierung aber immer noch sinnvoll sein – nicht zuletzt, weil es auch Mitgliedstaaten, die sich gegenwärtig auf einem nicht den Kyoto-Zielen entsprechenden Entwicklungspfad befinden, zumindest für den erfassten Industriebereich zu verpflichtungsgemäßen Beschränkungen nötigen könnte.

Verbindlicher Charakter des Systems und Emissionsmengenbegrenzung

480. Zu begrüßen ist, dass der Richtlinienvorschlag nicht auf eine freiwillige Beteiligung, sondern auf ein für den erfassten sektoralen Emittentenkreis von Anfang an verbindliches System zielt. Die Präferenz der Industrie für freiwillige Systeme (Tz. 475) ist unter einzelwirtschaftlichen Gesichtspunkten verständlich, unter dem Blickwinkel einer gesamtwirtschaftlich effizienten Bewältigung der erforderlichen Emissionsreduktionen aber nicht sachgerecht. Systemen, die auf freiwilliger Beteiligung beruhen, fehlt ein entscheidendes Merkmal des Emissionshandels im Sinne der ökonomischen Instrumentenlehre. Bei freiwilliger Beteiligung wächst die Menge der Emissionsrechte, die im System gehandelt werden können, mit jedem hinzukommenden Teilnehmer. Es fehlt hier also an der für einen Emissionshandel im engeren Sinn konstitutiven Begrenzung der Gesamtemissionsmenge. Systeme wie das britische oder das in Hessen als Pilotprojekt gestartete, die auf freiwillig eingegangenen unternehmensindividuellen Reduktionsvereinbarungen beruhen, sind deshalb gar keine „Emissionshandels“-Systeme im Sinne der üblichen ökonomischen Instrumentenkategorisierung. Es handelt sich vielmehr um subventionierte freiwillige Vereinbarungen mit Austauschflexibilität (LÜBBE-WOLFF, 2001, S. 343; kritisch zum Subventionsbedarf auch ZAHRNT und SEICHE, 2001, S. 13 f.). Insbesondere unter den in Deutschland gegebenen Rahmenbedingungen verspräche die Einführung eines derartigen Systems keinerlei Effizienzgewinn (LÜBBE-WOLFF, 2001, S. 344 f.). Auch die richtige Feststellung, dass gegen ein System mit verbindlicher Beteiligung erhebliche Widerstände zu erwarten sind (REHBINDER, 2002, Abschn. 2.3), kann deshalb kein Argument für die Institutionalisierung eines freiwilligen Systems sein. Man muss sich darüber klar sein, dass solche flexibilisierten freiwilligen Vereinbarungen etwas ganz anderes sind als das Instrument, das unter derselben Bezeichnung in allen Lehrbüchern der Umweltökonomie beschrieben und als effizient charakterisiert wird. Den Emissionshandel im engeren Sinne der ökonomischen Instrumentenlehre sollte man unterscheidungshalber künftig besser als „mengenfixierten Emissionshandel“ bezeichnen.

481. Anders als bei Systemen, die auf freiwilliger Beteiligung beruhen, ist in dem von der Europäischen Kommission vorgeschlagenen Handelssystem die Gesamtmenge der zulässigen Emissionen begrenzt. Vorgesehen ist also ein echter mengenfixierter Emissionshandel. Gegenüber der Lehrbuchversion des mengenfixierten Emissionshandels weist dieses System allerdings die Besonderheit auf, dass die Mengenfixierung nicht zentral für den gesamten Geltungsbereich des Systems auf derjenigen politischen Ebene erfolgt, die das System institutionalisiert,

sondern dezentral auf der Ebene kleiner Entscheidungseinheiten – konkret: in den Mitgliedstaaten. Der Geltungsbereich des Handelssystems und der Geltungsbereich der Mengenfixierung(en) sowie die entsprechenden Entscheidungszuständigkeiten fallen also auseinander. Dies ist insofern problematisch, als bei diesem Arrangement für die Mitgliedstaaten ein Anreiz besteht, aus Wettbewerbsgründen der jeweils eigenen Industrie möglichst wenig restriktive Emissionsmengenbegrenzungen vorzugeben.

482. Diesem Anreiz versucht der Richtlinienvorschlag dadurch entgegenzuwirken, dass er für die nationalen Allokationspläne, die die zulässigen Emissionsmengen vorgeben, Kriterien vorsieht, an denen die Festlegung sich zu orientieren hat, und die Einhaltung dieser Kriterien der an ein Ausschussverfahren gebundenen Kontrolle seitens der Kommission unterwirft (Artikel 9 i. V. m. Anhang III des Richtlinienvorschlags). Den vorgegebenen Kriterien ist allerdings nur eine schwache Verbindlichkeit zugewiesen; so ist die Bedeutung, die den in das Handelssystem einbezogenen Emissionen im Verhältnis zu Emissionen aus anderen Quellen zukommt, nur zu berücksichtigen („taking account of ...“). Zwar könnte eine zu großzügige mitgliedstaatliche Allokation von Emissionsrechten als unzulässige Beihilfe für die betreffenden nationalen Industriezweige interpretiert werden (vgl. Artikel 11 Abs. 3 des Richtlinienentwurfs), sodass gegen eine die Funktionsfähigkeit des Handelssystems gefährdende Ausgestaltung nationaler Allokationspläne im Prinzip auch das europäische Wettbewerbsrecht in Stellung gebracht werden kann. Auch das europäische Beihilfenrecht ist jedoch in seiner Leistungsfähigkeit zu begrenzt (vgl. Abschn. 3.1.6) um hier im Rahmen der fallbezogenen Überprüfung von Allokationsplänen eine ausreichende Steuerungsfähigkeit zu gewährleisten. Verschärft werden die prinzipiellen Schwächen des europäischen Beihilfenrechts für den vorliegenden Bereich noch dadurch, dass schon die europäische Lastenteilungsvereinbarung ganz unterschiedliche, keineswegs wettbewerbsneutrale Belastungen der nationalen Industrien impliziert (s. auch STRÖBELE, 2001, S. 7). Da die innergemeinschaftliche Lastenverteilung zu den Kriterien gehört, die bei der Festlegung der nationalen Allokationspläne zu berücksichtigen sind (Tz. 477), müsste eine Berücksichtigung der damit verbundenen Wettbewerbsverzerrungen im Rahmen der beihilfeaufsichtlichen Kontrolle der nationalen Allokationspläne konsequenterweise ausscheiden. Klar ist aber auch, dass die „Unsauberkeit“ dieser wettbewerblichen Ausgangslage keine gute Grundlage für eine stringente Beihilfenaufsicht bildet.

Für die nationale Allokationsplanung sind daher genauere Festlegungen in der geplanten Richtlinie unabdingbar notwendig. Diejenigen Kriterien für die Festlegung der nationalen Emissionsbegrenzungen, die die Funktion haben, sicherzustellen, dass der erfasste Sektor seinen Anteil zur Erfüllung der internationalen und innereuropäischen Verpflichtungen beiträgt, müssen als strikt verbindliche Mindestkriterien formuliert werden. Auch andere für die ausgegebene Menge an Emissionsrechten relevante Fragen wie z. B. notwendige Reservierungen für eventuelle „Newcomer“ auf dem Markt und Ähnliches sollten in der Richtlinie selbst geregelt werden. Wenn es bei den bestehenden schwächeren Formulierungen bleibt, wird auch die Europäische Kommission mit den ihr eingeräumten Kontrollmöglichkeiten gegen die Tendenz zu quantitativ lockeren Emissionsmengenbegrenzungen nichts ausrichten können. Die Folge wäre, dass wegen zu guter Versorgung der Beteiligten mit Emissionsberechtigungen eine spürbare Nachfrage nach zusätzlichen Lizenzen und damit ein relevanter Markt nicht entsteht. Verglichen mit der derzeitigen Entwicklung, die sich dadurch auszeichnet, dass viele Mitgliedstaaten auf eine grobe Verfehlung ihrer Emissionsbegrenzungsziele zusteuern, mag das System zwar trotzdem gewisse Verbesserungen herbeiführen können, indem es überhaupt zu mindestens einigermaßen zielorientierten sektoralen Mengenbegrenzungen zwingt. Auch diese Verbesserungen werden aber, wenn keine anspruchsvolle Präzisierung der vorgegeben Kriterien für die Mengenfixierung erfolgt, nicht das eigentlich erforderliche Niveau erreichen.

Kontrollen und Sanktionen

483. Der Richtlinienvorschlag versucht, unter anderem mit Vorgaben für Kontrollen und Sanktionierungen auf nationaler Ebene die effektive Einhaltung der nationalen Emissionsbegrenzungen sicherzustellen. Vorgesehen ist unter anderem eine externe Verifizierung der Berichte, die die Anlagenbetreiber über ihre Emissionen zu erstellen haben (Artikel 15 des Richtlinienentwurfs i. V. m. Anhang V). Eine Schwäche der betreffenden Regelung liegt darin, dass ein System der freien Wählbarkeit privater Verifikateure nicht ausgeschlossen ist (zu den prinzipiellen Schwächen solcher Systeme s. Tz. 109). Die betreffenden Vorgaben sind auch nur zum Teil hinreichend konkretisiert. Unterschiedlich wirksame nationale Durchsetzungssysteme werden sich daher auch durch vorgesehene Notifikationspflichten gegenüber der Kommission nicht vermeiden lassen. Im Interesse gleichmäßig wirksamer Rahmenbedingungen sollten die auf nationaler Ebene gegenüber den Unternehmen anzuwendenden Kontroll- und Sanktionsmechanismen daher weitergehend, als dies bislang im Richtlinienvorschlag vorgesehen ist, in der Richtlinie selbst einheitlich fixiert werden.

Allein mit an die Mitgliedstaaten gerichteten und von diesen umzusetzenden Vorschriften für die Kontrolle und Sanktionierung der Emittenten lässt sich allerdings eine effektive Durchsetzung der im System vorgesehenen Emissionsmengenbegrenzungen nicht sicherstellen. Erforderlich wäre auch eine effektive Durchsetzbarkeit der Systembedingungen im Verhältnis zu den Mitgliedstaaten selbst. Hier steht, neben der Möglichkeit von Klagen eines Mitgliedstaates gegen einen anderen, nur der übliche Weg des Vertragsverletzungsverfahrens vor dem Europäischen Gerichtshof zur Verfügung – ein Mechanismus, der offensichtlich nicht geeignet ist, die Funktionsfähigkeit des Systems sicherzustellen: Die übliche Verfahrensdauer beträgt fünf Jahre bis zum ersten Feststellungsurteil des Gerichtshofs und acht Jahre bis zum zweiten Urteil, in dem erstmals eine Strafzahlung verhängt werden kann (KRÄMER, 2001, S. 39 f.). In dieser Schwäche des Sanktionsmechanismus liegt ein erhebliches Risiko für die

Funktionsfähigkeit des europäischen Handelssystems (s. auch STRÖBELE, 2001, S. 7). Aus der Sicht des Umweltrates ist es daher unbedingt erforderlich, in das Richtliniensystem selbst wirksamere Sanktionsmechanismen einzubauen. Politisch mag es unwahrscheinlich sein, dass die Mitgliedstaaten dazu bereit sind (KRÄMER, 2001, S. 40). Es sollte aber Klarheit darüber herrschen, dass fehlende Bereitschaft zur Unterwerfung unter wirksame Sanktionen gleichbedeutend ist mit fehlender Bereitschaft, das Emissionshandelssystem als wirksam emissionsbegrenzenden Mechanismus zu etablieren. Wenn diese Bereitschaft nicht besteht, wären der Aufwand für die Institutionalisierung eines Emissionshandelssystems und vor allem die damit zwangsläufig verbundene Aufgabe anderer bisher eingesetzter Steuerungsinstrumente (Tz. 486 ff.) nicht vertretbar.

Verknüpfung mit anderen Emissionshandelsregimen und sonstigen flexiblen Mechanismen

484. Eine Verknüpfung des EU-Systems mit anderen Emissionshandelssystemen ist nur unter der Voraussetzung sinnvoll, dass diese unter Bedingungen operieren, die hinsichtlich der Übereinstimmung mit den Kyoto-Zielen und hinsichtlich der Absicherung durch wirksame Kontrollen mit dem EU-System vereinbar sind. Über die Herstellung solcher Verknüpfungen soll nach dem Richtlinienvorschlag (Artikel 24) der Rat der Europäischen Union auf Vorschlag der Kommission im Wege der völkerrechtlichen Vereinbarung entscheiden; die näheren Regularien für die gegenseitige Anerkennung von Lizenzen legt dann die Kommission im Ausschussverfahren fest. Bis eine solche Verbindung mit anderen Systemen hergestellt ist, bleibt das EU-Handelssystem nach dem Richtlinienvorschlag auf den Bereich der EU beschränkt.

485. Der Richtlinienvorschlag sieht nicht vor, dass im Rahmen des Emissionshandelssystems berücksichtigt wird, ob und wie ein Mitgliedstaat andere flexible Mechanismen des Kyoto-Protokolls – *Joint Implementation* und *Clean Development Mechanism* (vgl. SRU, 2000, Tz. 113 ff.) – nutzt. Insbesondere findet sich im Anhang III des Richtlinienvorschlags, der die Kriterien für die nationalen Allokationspläne festlegt, kein Kriterium, das es erlaubte, mitgliedstaatliche Freikäufe im Rahmen der nationalen Allokationsplanung zu berücksichtigen. Das bedeutet, dass die genannten anderen flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls von den Mitgliedstaaten bis auf weiteres nicht mit entlastender Wirkung für die vom Emissionshandelssystem erfassten Industriebereiche genutzt werden können. Einzelne EG-Mitgliedstaaten wie die Niederlande, die bereits Verträge mit osteuropäischen Ländern geschlossen haben, um einen Teil ihrer Reduktionsverpflichtungen durch die Finanzierung dortiger Emissionsminderungsmaßnahmen zu erfüllen (KRÄMER, 2001, S. 28 f.), können damit also eigene Reduktionslasten nur für die vom Emissionshandelssystem nicht erfassten Bereiche verringern (Haushalte, Verkehr, nicht erfasster gewerblicher Sektor). In den einleitenden Erläuterungen zum Richtlinienvorschlag erklärt die Kommission es allerdings für wünschenswert, die Nutzung von Guthaben aus der Anwendung der *Joint Implementation* und des *Clean Development Mechanism* auch im Rahmen des Emissionshandelssystems zu ermöglichen, und kündigt an, dazu später einen gesonderten Rechtsakt vorschlagen zu wollen.

Die demnach für die Zukunft geplante Verknüpfung des Emissionshandels mit anderen flexiblen Mechanismen wirft allerdings Wettbewerbsprobleme auf, sofern den Mitgliedstaaten als solchen die Möglichkeit eingeräumt würde, diese Mechanismen auf der Grundlage eigener Transaktionen zu nutzen. Wenn den Mitgliedstaaten gestattet würde, die in den nationalen Allokationsplänen fixierten Emissionsbegrenzungen bzw. die daraus resultierenden Emissionsminderungslasten für die nationale Industrie durch einen staatlich finanzierten Erwerb zusätzlicher Emissionsrechte im Rahmen der *Joint Implementation* oder des *Clean Development Mechanism* faktisch zu lockern, wäre dies gleichbedeutend mit der Gestattung eines groß angelegten Subventionsprogramms für die jeweilige nationale Industrie. Die Nutzung dieser Möglichkeit durch einzelne Mitgliedstaaten würde aller Voraussicht nach die anderen Mitgliedstaaten nötigen, zur Vermeidung von Nachteilen für die eigene Industrie dasselbe zu tun. Zugleich würde die durch das Emissionshandelssystem induzierte Knappheit der Emissionsberechtigungen aufgehoben. Nur unter Knappheitsbedingungen kann das System aber seine Funktion erfüllen.

Unter Wettbewerbsgesichtspunkten unproblematisch wäre es, wenn nur den einzelnen am Emissionshandelssystem beteiligten Unternehmen die Möglichkeit eingeräumt würde, Gutschriften durch die Finanzierung von Projekten außerhalb der EU zu erwerben und damit ihre eigenen Emissionsspielräume zu erweitern. Zwar wären die in dieser Weise erworbenen zusätzlichen Emissionsrechte auch auf dem Konto des jeweiligen Mitgliedstaats zu verbuchen. Der Erwerb müsste aber von dem Unternehmen, das die erworbenen Emissionsrechte nutzen will, selbst finanziert werden, sodass kein Subventionsproblem aufgeworfen wird. Allerdings erweitert sich auch in diesem Fall die Menge der auf dem innereuropäischen Markt gehandelten Emissionsrechte. Auch in diesem Fall reduziert sich also die Knappheit der Emissionsberechtigungen. Die Öffnung des Emissionshandelssystems für die Nutzung anderer flexibler Mechanismen des Kyoto-Systems steht daher in einem gewissen Spannungsverhältnis zum Sinn und Zweck des Systems.

Anpassung des Ordnungsrechts

486. Die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie, 96/61/EG) gebietet den Mitgliedstaaten, anlagenbezogene Pflichten zu effizienter Energienutzung und zur Vorsorge nach dem Stand der Technik zu schaffen (näher KOCH und WIENEKE, 2001, S. 1086 ff.). Die in der IVU-Richtlinie vorgesehene Verpflichtung zur Vorsorge nach dem Stand der Technik betrifft jede einzelne von der Richtlinie erfasste Anlage und bezieht sich auch auf Treibhausgasemissionen. Die Mitgliedstaaten sind daher nach bislang geltendem europäischem Recht nicht berechtigt, einen Emissionshandel einzuführen, der es

Anlagenbetreibern ermöglicht, sich von der ordnungsrechtlichen Verpflichtung auf den Stand der Technik durch Zukauf von Emissionsrechten zu befreien (FRENZ, 2001, S. 310). Ein Emissionshandel wäre dem gemäß zurzeit nur in Bezug auf die trotz Einhaltung des Standes der Technik verbleibenden „Restemissionen“ zulässig (für diese Möglichkeit KOCH und WIENEKE, 2001, S. 1093). Damit wären die Spielräume für einen Emissionshandel und dementsprechend auch die Spielräume für Effizienzgewinne aus dem Einsatz dieses Instruments eng begrenzt; unter Berücksichtigung der Transaktionskosten des Handelssystems ergäbe sich womöglich überhaupt kein Effizienzgewinn mehr.

Die Institutionalisierung eines Emissionshandels bei fortbestehendem ordnungsrechtlichem „Basisregime“ wirft außerdem auch praktische Schwierigkeiten auf, deren Bewältigung erhebliche zusätzliche Kosten verursachen und damit eher Effizienzverluste wahrscheinlich machen würde. Ein auf eine ordnungsrechtliche Basislösung aufgesetzter Handel mit „Restemissionsrechten“ würde höchste Anforderungen an den – bisher sehr unzureichenden – Vollzug der ordnungsrechtlichen Basislösung stellen. In einen solchen Handel dürften von vornherein nur Restemissionen einbezogen sein, nicht dagegen Emissionen, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind, denn diese müssen ja bei einem Restemissionshandel definitionsgemäß ohne die Möglichkeit des Freikaufs schon kraft Ordnungsrechts vermieden werden. Dies bedeutet, dass ein Restemissionshandel auch nur auf der Grundlage weitgehend perfekter Umsetzung der ordnungsrechtlichen Basisverpflichtung auf den Stand der Technik realisiert werden könnte. Dabei müsste jede Emission, die nicht dem Stand der Technik entspricht, sanktionshalber mit mengenabhängigen Kosten belastet werden, die erheblich über den Kosten des Zertifikaterwerbs für eine entsprechende Menge an Restemissionen liegen. Andernfalls ergäbe sich die widersinnige und auch mit verfassungsrechtlichen Grundsätzen unvereinbare Situation, dass rechtmäßige Emissionen teurer sind als rechtswidrige.

487. Der Richtlinienvorschlag (Artikel 25) sieht zur wechselseitigen Abstimmung von Emissionshandels- und Ordnungsrecht eine Änderung der IVU-Richtlinie vor. Die vorgesehene Textänderung bezieht sich allerdings nur auf die in Artikel 9 Abs. 3 IVU-Richtlinie verankerte Verpflichtung zur Festsetzung von Emissionsgrenzwerten: Für die in das Handelssystem einbezogenen Treibhausgase und Anlagen sollen keine Emissionsgrenzwerte festgesetzt werden. Für die in Artikel 3 a) und d) der IVU-Richtlinie statuierten Verpflichtungen der Mitgliedstaaten, sicherzustellen, dass gegen Umweltverschmutzungen Vorkehrungen nach dem Stand der Technik getroffen werden und dass Energie effizient verwendet wird, ist dagegen eine Abänderung nicht vorgesehen. Bei einer am Normtext orientierten Interpretation könnte daraus geschlossen werden, dass eine Verpflichtung der Mitgliedstaaten, für einen effizienten Energieeinsatz beispielsweise durch bestimmte dem Stand der Technik entsprechende technische Vorkehrungen zu sorgen, bestehen bleiben soll. Damit würde das Ziel, Spielraum für einen effizienten Einsatz des Emissionshandelssystems zu schaffen, nicht erreicht. Die Kommission dürfte ihren Vorschlag in diesem Punkt allerdings anders gemeint haben. Sie hat durchaus die Absicht, die ordnungsrechtlichen Vorgaben im erforderlichen Umfang zurückzunehmen, geht aber offensichtlich davon aus, dass nur Artikel 9 Abs. 3 der Richtlinie eine strikte, operative Verpflichtung der Mitgliedstaaten beinhaltet, während es sich bei Artikel 3 der Richtlinie, der mit „Allgemeine Prinzipien der Grundpflichten der Betreiber“ überschrieben ist, nur um allgemeine Grundsätze handelt, die keine durchsetzbaren Rechtspflichten begründen und daher nicht zurückgeschnitten werden müssen, um einen effizienten Emissionshandel zu ermöglichen. Diese Interpretation ist jedoch nicht überzeugend. Artikel 3 der IVU-Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten ausdrücklich, „die erforderlichen Vorkehrungen“ zu treffen, damit „die zuständigen Behörden sich vergewissern“, dass die erfassten Anlagen entsprechend den aufgeführten Grundsätzen betrieben werden. Aus der Tatsache, dass in der Artikelüberschrift von „Prinzipien“ die Rede ist, kann daher nicht auf eine Unverbindlichkeit der Inhalte des Artikels geschlossen werden (s. auch FRENZ, 2001, S. 310). Eine Ausnahmeregelung für die vom Emissionshandelssystem erfassten Anlagen und Stoffe ist deshalb auch in Bezug auf die einschlägigen Bestimmungen des Artikel 3 der IVU-Richtlinie erforderlich.

Abgesehen von dem Korrekturbedarf in diesem Punkt ist der Ansatz des Richtlinienvorschlags grundsätzlich richtig: Angesichts der beschriebenen Probleme einer Kombination von Emissionshandelssystem und ordnungsrechtlicher Basis-Emissionsbegrenzung sollte im Prinzip die Einführung eines Emissionshandelssystems mit einem Zurückfahren paralleler, die Wirksamkeit des Handelssystems begrenzender ordnungsrechtlicher Anforderungen verbunden werden. Zu befürworten ist ein solcher Austausch „Ordnungsrecht gegen mengenfixierten Emissionshandel“ aber nur, wenn dadurch insgesamt mindestens dasselbe Ausmaß an Emissionsbegrenzung erreicht wird wie unter dem ordnungsrechtlichen Regime. Die Abschätzung, ob dies der Fall sein wird, fällt nicht leicht, zumal das Ergebnis sehr unterschiedlich ausfallen wird je nachdem, ob die jeweiligen rechtlichen Anforderungen oder deren praktische Umsetzung, die im Falle der IVU-Richtlinie noch nicht weit gediehen ist, zur Grundlage genommen werden. Der Umweltrat sieht jedenfalls die Gefahr, dass im Zusammenhang mit der Einführung des Emissionshandelssystems ordnungsrechtliche Anforderungen aufgegeben werden, ohne dass das Emissionshandelssystem eine vergleichbar begrenzende Wirkung entfaltet. Er weist deshalb nochmals auf die Notwendigkeit hin, insbesondere die Anforderungen an die nationalen Emissionsmengenbegrenzungen mit der nötigen Deutlichkeit und Verbindlichkeit zu formulieren (Tz. 482).

Im Hinblick darauf, dass die Funktionsfähigkeit des geplanten Emissionshandelssystems sich letztlich erst in der Praxis erweisen kann, sollte außerdem eine Außerkraftsetzung ordnungsrechtlicher Vorgaben der IVU-Richtlinie zunächst nicht definitiv, sondern für eine Erprobungsphase vorgesehen werden. Denkbar wäre eine vorerst befristete Aufhebung mit Verlängerungsoption für den Fall, dass das Handelssystem sich als funktionsfähig erweist. Damit im

Falle eines Scheiterns des Emissionshandelssystems ordnungsrechtliche Steuerungsmechanismen kurzfristig wieder in Funktion gesetzt werden können, sollten die Mitgliedstaaten auch nur von der administrativen Umsetzung der ordnungsrechtlichen Vorgaben bis auf weiteres entlastet sein, legislativ dagegen die notwendigen Bestimmungen vorhalten müssen, um auf eine eventuelle Reaktivierung des einschlägigen Ordnungsrechts vorbereitet zu sein.

3.2.1.2.4.6 Übergang von freiwilligen Vereinbarungen zum Emissionshandel

488. In den einleitenden Erläuterungen des Richtlinienvorschlages weist die Europäische Kommission darauf hin, dass auf nationaler Ebene bestehende freiwillige Vereinbarungen sich in ein Emissionshandelssystem überführen lassen, da die vereinbarten Reduktionspflichten als nützliche Grundlage für die nationale Allokationsplanung dienen können. Dies setzt allerdings voraus, dass die vereinbarten Reduktionspflichten, was die resultierende Gesamtmengenbegrenzung angeht, den diesbezüglichen Kriterien für die nationale Allokationsplanung entsprechen (Tz. 482).

Eine nicht von der Kommission, sondern in den Mitgliedstaaten zu beantwortende Frage ist, ob bestehende freiwillige Vereinbarungen die jeweiligen Regierungen daran hindern oder hindern sollten, das Zustandekommen einer europäischen Emissionshandelsrichtlinie zu unterstützen. Was Deutschland angeht, beinhaltet die bestehende Vereinbarung mit der deutschen Wirtschaft keine rechtlichen Hindernisse für eine Unterstützung des Richtlinienvorschlages. Allerdings beruht die Vereinbarung ersichtlich auf der Geschäftsgrundlage, dass die seitens der Industrie zugesicherten Reduktionen als kollektiv-freiwillige im Rahmen der Vereinbarung zu erbringen sind, nicht dagegen im Rahmen eines formalisierten Rechtsregimes mit individuellen „allowances“, wie es der Richtlinienvorschlag vorsieht. Die Entscheidung zwischen dem vorgeschlagenen verbindlichen Emissionshandelssystem und dem bestehenden Vereinbarungssystem ist daher faktisch eine Entweder-oder-Entscheidung. Auch deshalb kann die Unterstützung eines europäischen Emissionshandelssystems nur unter der Voraussetzung empfohlen werden, dass die Bedingungen der Funktionsfähigkeit dieses Systems gesichert werden (Tz. 483).

3.2.1.2.5 Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung

489. Die Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) ist ein unentbehrliches Element der nationalen Klimaschutzpolitik. Als besonders effiziente Technik der Energieerzeugung soll sie unter anderem maßgeblich dazu beitragen, dass das dem Klimaschutzprogramm der Bundesregierung zugrunde gelegte CO_2-Reduktionsziel (von 25 % der jährlichen CO_2-Emissionen des Basisjahres 1990) trotz zwischenzeitlicher Kursabweichung doch noch wie geplant bis zum Jahr 2005 erreicht wird. Durch Erhalt, Modernisierung und Zubau von KWK-Anlagen soll bis dahin eine CO_2-Einsparung von jährlich 10 Mio. Tonnen (Tz. 431) erreicht werden. Darüber hinaus wird im Rahmen einer die KWK-Förderung betreffenden Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und der deutschen Wirtschaft eine weitergehende Reduktion von „insgesamt möglichst 23 Mio. t CO_2/Jahr, jedenfalls nicht unter 20 Mio. t CO_2/Jahr in 2010“ angestrebt (KWK-Vereinbarung, 2001, S. 1). Um dieses Minderungsziel erreichen zu können, muss der Anteil der KWK-Stromerzeugung an der gesamten Stromerzeugung von 10 % im Jahr 1998 bis zum Jahr 2010 verdoppelt werden (MATTHES, 2001). Damit würde Deutschland im europäischen Vergleich aufholen. Einige europäische Länder haben bereits einen deutlich höheren KWK-Anteil als Deutschland (Finnland 31 %, Niederlande 40 %, Dänemark 50 %; MEZ und PIENING, 1999).

Da die Stromerzeugung in modernen, hocheffizienten KWK-Anlagen gegenwärtig trotz der höheren Energieausbeute meist noch deutlich teurer ist als in konventionellen Kraftwerken, kann die KWK nicht ohne eine staatliche bzw. gesetzliche Förderung mit den konventionellen Kraftwerken konkurrieren. Um eine aus diesem Grunde akut einsetzende Rückentwicklung der KWK kurzfristig zu vermeiden, verabschiedete der Deutsche Bundestag im Jahr 2000 das Gesetz zum Schutz der Stromerzeugung aus Kraft-Wärme-Kopplung (KWK-Gesetz vom 12. Mai 2000, BGBl. I 2000, S. 703). Durch dieses Gesetz wurden die Betreiber der Stromnetze dazu verpflichtet, den in effizienten KWK-Anlagen erzeugten Strom zu einem bestimmten sich jährlich verringernden Festpreis bis zum Ende des Jahres 2004 abzunehmen. Schon wegen dieser zeitlichen Begrenzung stellte das KWK-Gesetz nur eine vorläufige Notlösung dar. Um darüber hinaus die Ziele des Klimaschutzprogramms zu erreichen, sieht die Vereinbarung mit der deutschen Industrie im Kern eine Neuregelung der KWK-Förderung vor, durch die die Betreiber der Energieversorgungsnetze auch weiterhin gesetzlich dazu verpflichtet werden, Strom aus modernen und effizienten KWK-Anlagen abzunehmen, wobei aber kein fester Mindestpreis, sondern ein bestimmter Förderzuschlag auf den im Übrigen individuell zu vereinbarenden Abnahmepreis zu entrichten ist. Von diesem so genannten Bonusmodell sollen allerdings nur bereits bestehende, nicht aber neue, noch zu errichtende KWK-Anlagen erfasst werden. So sieht es auch das am 1. April 2002 in Kraft tretende „Gesetz für die Erhaltung, die Modernisierung und den Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung“ (KWK-Gesetzentwurf s. Bundestagsdrucksache 14/7024; vgl. Bundesratsdrucksache 77/02) vor. Damit ist bereits ein zentrales Defizit der im Folgenden näher zu beleuchtenden Förderungsstrategie angesprochen.

Gründe für die Förderung von KWK-Anlagen

490. Durch die gekoppelte Erzeugung und Verwendung von Strom und Wärme können die Primärenergieträger in Heizkraftwerken zu 70 % bis über 90 % in nutzbare Energie umgewandelt werden, während kohlegefeuerte Kondensationskraftwerke in der Regel weniger als 40 %, selbst modernste Anlagen dieses Typs nicht mehr als 50 % und Gas- und Dampfkraftwerke (GuD) bis zu 55 % des Primärenergieeinsatzes ausnutzen. Dem Effizienzvorteil entsprechend können durch die KWK-Technologie erhebliche Mengen an CO_2-Emissionen eingespart werden.

491. Im Einzelnen hängt die Höhe des ökologisch relevanten Effizienzvorteils davon ab, welche KWK-Technologie zur Anwendung kommt und welche „konventionelle“ Kraftwerkstechnologie durch sie ersetzt wird. Der größte Einsparungseffekt an CO_2-Emissionen entsteht, wenn der Zubau einer gasbetriebenen KWK-Anlage ein altes kohlegefeuertes Kondensationskraftwerk zur Stromerzeugung und zugleich – mit der Abwärmenutzung – herkömmliche Heizungen ersetzt. Erdgasbetriebene Anlagen haben im Vergleich zu allen mit fossilen Energieträgern gefeuerten Kraftwerken niedrigere CO_2-Emissionen. Demgegenüber schneidet die kohlebasierte KWK-Technologie in vielen Fällen schlechter ab als die ungekoppelte Energieerzeugung. In dem weit verbreiteten Fall niedriger Stromkennzahlen (Verhältnis von Strom zu Wärme) oder geringer Nutzungsgrade ist die CO_2-Bilanz ungünstiger als bei einem ungekoppelten Vergleichsystem, in dem Strom aus Kohlekraftwerken und Wärme auf Heizöl- oder Erdgasbasis erzeugt wird (PRAETORIUS und ZIESING, 2001, S. 109). Folglich sollte jede Förderung der KWK an Energieeffizienz und spezifische CO_2-Emissionen gekoppelt sein.

492. Die Notwendigkeit der Förderung einer energieeffizienten KWK resultiert daraus, dass die KWK aufgrund höherer Kosten derzeit preislich nicht mit den konventionellen Kraftwerken konkurrieren kann. Zwar kostet eine gasbefeuerte KWK-Anlage in der Errichtung bereits heute deutlich weniger als ein vergleichbar leistungskräftiges Kondensationskraftwerk. Jedoch spielt gegenwärtig dieser Kostenvorteil im Vergleich zu den bereits seit langem bestehenden Kondensationskraftwerken keine Rolle. Während die alten Kondensationskraftwerke bereits vollständig abgeschrieben sind, müssen die Betreiber der meist jungen KWK-Anlagen noch in erheblichem Maße ihre Kapitalkosten in den Strompreis einkalkulieren. Zudem leidet die Wettbewerbsfähigkeit der KWK-Technik unter einer Marktverzerrung durch fehlende Internalisierung externer Kosten der Energieproduktion.

Erst mittelfristig, wenn alte Kondensationskraftwerke aus dem Betrieb gehen, wird die KWK-Technik bessere Marktchancen haben und sich auch im betriebswirtschaftlichen Kalkül durchsetzen. Die erheblich geringeren Kapitalkosten beispielsweise für neue gasgefeuerte KWK-Anlagen im Vergleich zu neuen kohlegefeuerten Kondensationskraftwerken werden dann voraussichtlich schwerer ins Gewicht fallen als die Kostennachteile bei den Brennstoffen (MATTHES und ZIESING, 2000). Bis dahin bleibt die Wettbewerbssituation der KWK allerdings kritisch. In Anbetracht der Preisrückgänge im liberalisierten deutschen Strommarkt hat sich die nachteilige Situation seit geraumer Zeit sogar noch weiter zugespitzt.

Dem Wachstum der KWK-Nutzung steht darüber hinaus auch die oligopolistische Struktur der Energieversorgung entgegen. Damit Strom und Wärme gleichermaßen genutzt werden können, erfordert die KWK nämlich in der Regel kleinräumige Versorgungsstrukturen. Der Aufbau solcher dezentralen Versorgungsstrukturen wird jedoch durch die ehemaligen Gebietsmonopolisten behindert, die die privaten KWK-Betreiber oft beim Netzzugang diskriminieren (B.KWK, 2001; SRU, 2000, Tz. 1429 ff., 1436 ff., 1524).

Die Förderung nach der Vereinbarung und dem Bonusmodell

493. In der Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und der deutschen Wirtschaft verpflichten sich die Stromwirtschaft und die industrielle Kraftwirtschaft zum Erhalt, zur Modernisierung und zum Zubau von KWK-Anlagen. Im Gegenzug will die Bundesregierung davon absehen, die Nutzung der KWK durch ordnungsrechtliche Maßnahmen zu erzwingen. Insbesondere soll darauf verzichtet werden, den Energieversorgungsunternehmen bestimmte Mindestquoten für KWK-Strom vorzugeben. Die ursprünglich geplante Quotenregelung (vgl. PRAETORIUS und ZIESING, 2001), die größere Sicherheit hinsichtlich der Erreichung des Minderungsziels geboten hätte, wurde damit verworfen.

Mit dem nunmehr im Gesetz als Förderinstrument vorgesehenen Bonusmodell soll der Erhalt und der begrenzte Zubau von KWK-Anlagen gefördert werden. Bewirkt werden soll damit eine Emissionsreduzierung um mindestens 10 Mio. Tonnen, möglichst aber um 14 Mio. t CO_2 bis 2010. Der Zubau von KWK-Anlagen (mit Ausnahme von Brennstoffzellen und kleinen KWK-Anlagen bis 2 MW elektrischer Leistung) ist von dem Gesetz ausgenommen und soll durch die Strom- und industrielle Kraftwirtschaft aus eigener Initiative erfolgen. Mit diesem nicht durch das Bonusmodell geförderten Zubau soll bis 2010 eine zusätzliche Minderung der CO_2-Emissionen in einer Größenordnung von 9 Mio. Tonnen realisiert werden.

494. Wesentliche Neuerungen des KWK-Gesetzes aus dem Jahr 2002 liegen in der Ausweitung des Anwendungsbereiches, in der Ausgestaltung der Einspeisevergütung und in einer Begrenzung der Förderung auf diejenige Elektrizitätsmenge, die auch wirklich im KWK-Betrieb erzeugt wurde.

Regelungsgegenstand des neuen KWK-Gesetzes ist ebenso wie beim KWK-Gesetz aus dem Jahr 2000 die Abnahme und die Vergütung von Kraft-Wärme-Kopplungs-Strom (KWK-Strom). Während das alte Förderungsmodell lediglich die KWK-Anlagen der für die allgemeine Stromversorgung verantwortlichen Energieversorgungsunternehmen begünstigte, soll das Bonusmodell auch auf den aus sonstigen KWK-Anlagen in das allgemeine Versorgungsnetz eingespeisten Strom Anwendung finden. Diese Erweiterung der KWK-Förderung ist zu begrüßen. Kritisch bleibt allerdings darauf hinzuweisen, dass auch die neue Regelung schon im Ansatz nicht denjenigen KWK-Strom mitfördert, der vom Anlagenbetreiber zum Eigenverbrauch verwendet und daher nicht an die Netzbetreiber abgegeben wird.

Ebenso wie nach der alten Regelung ist eine Anschluss-, Abnahme- und Vergütungspflicht gegenüber dem KWK-Anlagenbetreiber vorgesehen. Im Gegensatz zu der im alten Gesetz vollständig festgelegten (jährlich abnehmenden) Mindestvergütung von anfänglich 9 Pf pro kWh sieht das neue KWK-Gesetz ein Aufsplitten der Einspeisevergütung in einen flexiblen Teil („marktüblicher Preis“) und einen fixen Bonus vor. Die entstehenden Kosten werden nach einem horizontalen Ausgleich zwischen den Netzbetreibern vollständig auf den Letztverbraucher umgelegt.

Die Höhe der degressiv gestalteten Zuschläge und die Förderungsdauer richten sich nach dem Zeitpunkt der Inbetriebnahme der KWK-Anlagen. Unterschieden wird zwischen „alten“ und „neuen“ Bestandsanlagen sowie „modernisierten“ KWK-Anlagen. Zu den alten Bestandsanlagen werden solche gerechnet, die vor dem 1. Januar 1990 in Betrieb genommen wurden. Als neue Bestandsanlagen gelten solche, die ab dem 1. Januar 1990 erstmals in kommerziellen Dauerbetrieb gegangen oder durch Erneuerung wesentlicher Anlagenteile modernisiert worden sind. Unter modernisierten Anlagen werden KWK-Anlagen verstanden, bei denen wesentliche Anlagenteile (mindestens 50 % der Investitionskosten einer Neuanlage) erneuert worden sind oder die durch eine neue Anlage ersetzt worden sind. Basis für die Förderung ist die testierte Wärmesenke am Standort der Altanlage. Anders als nach dem alten KWK-Gesetz soll die neue Bonusregelung auch für den Zubau kleiner KWK-Anlagen bis zu einer elektrischen Leistung von bis zu 2 MW sowie für Brennstoffzellen-Anlagen (Bundestagsdrucksache 14/7024, § 5 Abs. 2; s. auch Bundesratsdrucksache 77/02) gelten.

Außer für diese Kleinanlagen sieht das neue KWK-Gesetz keine Förderung neuer Anlagen vor, die nach Inkrafttreten des Gesetzes in Betrieb genommen werden. In der Begründung zum KWK-Gesetzesentwurf führt die Bundesregierung dazu aus, von einer Begünstigung neu errichteter Anlagen sei abgesehen worden, „weil sich die Wirtschaft in der genannten Vereinbarung verpflichtet hat, den Neubau von KWK-Anlagen aus eigener Kraft und ohne die Flankierung durch staatliche Instrumente voranzutreiben“ (Bundestagsdrucksache 14/7024).

Die durch das Bonusmodell anfallenden Kosten für die Förderung des Anlagenbestands sollen nach Maßgabe der Vereinbarung eine Höhe von rund 8 Mrd. DM bis zum Jahr 2010 nicht überschreiten. Die Kosten der Zusatzvergütung für Strom aus kleinen Blockheizkraftwerken und Brennstoffzellen soll maximal 700 Mio. DM betragen (KWK-Vereinbarung, 2001). Das Gesamtfördervolumen soll also auf insgesamt 8,7 Mrd. DM (knapp 4,5 Mrd. Euro) für den Förderzeitraum begrenzt werden.

Zur Evaluation der Entwicklung der jährlich eingespeisten KWK-Strommenge sollen die von den Anlagenbetreibern erhobenen Daten zentral gesammelt und öffentlich zugänglich gemacht werden. Vorgesehen ist für Ende 2004 eine Zwischenüberprüfung über die Erreichung der im Gesetz genannten Reduktionsziele. Sollten diese nicht erreicht werden, sind von der Bundesregierung geeignete Maßnahmen zur Zielerreichung vorzuschlagen. (s. Tabelle 3.2.1-8)

Beurteilung

495. Der Umweltrat bezweifelt, dass das KWK-bezogene CO_2-Minderungsziel von 10 Mio. Tonnen bis 2005 und 20 bis 23 Mio. Tonnen bis 2010 mit den bisher vorgesehenen Maßnahmen erreicht werden kann. Er schätzt die kombinierte Vereinbarungs- und Bonuslösung aus mehreren Gründen kritisch ein:

Die Ausklammerung der Förderung des Zubaus von KWK-Anlagen mit einer Leistung oberhalb von 2 MW ist unsachgerecht. Es ist fraglich, ob die Wirtschaft einen Zubau ohne finanzielle Anreize in angemessenem Umfang vornehmen und diesbezügliche CO_2-Reduktionspotenziale auch nur annähernd ausschöpfen wird.

Die Wirksamkeit der KWK-Vereinbarung ist durch deren begrenzte Verbindlichkeit und eingeschränkte verbandsinterne Durchsetzbarkeit nicht hinreichend gewährleistet. Dies zeigt sich auch daran, dass seitens der Wirtschaft nur zugesichert wird, „zur Erfüllung dieser Vereinbarung im Rahmen des wirtschaftlich Möglichen“ beizutragen (KWK-Vereinbarung, S. 5).

Tabelle 3.2.1-8

Zuschläge für KWK-Strom nach Anlagentyp in Cent pro kWh

KWK-Typ/Jahr	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Alte Bestandsanlagen	1,53	1,53	1,38	1,38	0,97				
Modernisierte Bestandsanlagen	1,74	1,74	1,74	1,69	1,69	1,64	1,64	1,59	1,59
Neue Bestandsanlagen	1,53	1,53	1,38	1,38	1,23	1,23	0,82	0,56	
Kleine KWK-Anlagen bis 2 MW elektrischer Leistung	2,56	2,56	2,4	2,4	2,25	2,25	2,1	2,1	1,94
Brennstoffzellen-Anlagen und kleine KWK-Anlagen bis 50 kW elektrischer Leistung*	5,11	5,11	5,11	5,11	5,11	5,11	5,11	5,11	5,11

SRU/UG2002/Tabelle 3.2.1-8 nach Bundestagsdrucksache 14/7024; Bundesratsdrucksache 77/02

* Betreiber kleiner KWK-Anlagen mit einer elektrischen Leistung bis einschließlich 50 kW und Betreiber von Brennstoffzellenanlagen haben einen Anspruch auf Zahlung eines Bonus von 5,11 Cent pro kWh für einen Zeitraum von 10 Jahren ab Aufnahme des Dauerbetriebs der Anlage.

Die Bonusregelung trägt nicht der unterschiedlichen CO_2-Effizienz von KWK-Anlagen Rechnung. Gasgefeuerte KWK-Anlagen müssten aufgrund des geringeren Kohlenstoffgehaltes durchweg einen höheren Bonus erhalten als kohlegefeuerte. Dass dies nicht vorgesehen ist, beruht auf kohlepolitischen Zielsetzungen, die einer langfristig effizienten Klimaschutzpolitik diametral entgegengesetzt sind (vgl. Abschn. 3.2.1.2.6.2).

Es ist zu vermuten, dass ein auf 8,7 Mrd. DM begrenztes Fördervolumen nicht ausreicht, um Emissionsminderungen in der vorgesehenen Höhe zu erreichen (MATTHES und ZIESING, 2001).

Eine zeitliche Begrenzung der Förderung und die degressive Ausgestaltung der Fördersätze ist zwar grundsätzlich sinnvoll. Die vorgesehenen Förderzeiträume sind jedoch bei Weitem zu kurz. Da die Planungs- und Umsetzungsphase für eine Modernisierung bis zu 4 Jahre betragen kann (VKU, 2001), verbleibt infolge der Kombination aus Degression und kurzer Förderungsdauer nur ein schwacher Investitionsanreiz.

Eigengenutzter KWK-Strom wird im Bonus-Modell nicht gefördert. Hierzu wäre eine ergänzende Regelung wünschenswert.

Das in der Vereinbarung festgelegte kontinuierliche Monitoring und die für Ende 2004 vorgesehene Zwischenüberprüfung sind grundsätzlich positiv zu bewerten. Allerdings sollten die Vorgaben so spezifiziert werden, dass die korrekte Ermittlung der erreichten Emissionsminderungen sichergestellt ist.

3.2.1.2.6 Vereinbarkeit von klimapolitischen Zielen mit anderen Politikmaßnahmen

3.2.1.2.6.1 Erreichbarkeit langfristiger klimapolitischer Ziele unter besonderer Berücksichtigung des Atomausstiegs

496. Kurz- und mittelfristig besteht zwischen dem geplanten Atomausstieg und den gesetzten Klimaschutzzielen kein signifikanter Konflikt. Für den Zeithorizont bis zum Jahr 2005 ist die zusätzliche CO_2-Belastung durch den Atomausstieg zu vernachlässigen, da in dieser Zeit nur zwei kleinere Atomkraftwerke vom Netz gehen sollen. Der Verlust in der Strombereitstellung kann durch bestehende Überkapazitäten ausgeglichen werden.

Der Umweltrat sieht auch keinen grundlegenden Konflikt zwischen dem Ziel einer langfristigen CO_2-Emissionsminderung um 40 % bis zum Jahr 2020 gegenüber 1990 und dem Atomausstieg. Während über die technische Erreichbarkeit eines 40 %-Emissionsminderungsziels im Jahr 2020 auch unter der Voraussetzung des Atomausstiegs Einigkeit besteht (siehe z. B. BMWI, 2001; Wuppertal Institut, 2001; STEIN und STROBEL, 1999), gehen die Abschätzungen der damit verbundenen Kosten weit auseinander.

Gesamtwirtschaftliche Kosten zur Erreichung eines 40 %-Ziels

497. Eine Abschätzung der zu erwartenden Kosten für die Einhaltung der CO_2-Minderungsziele ist in hohem Maße von den Annahmen der zugrunde gelegten Szenarien abhängig und darf daher nicht als Erwartung im Sinne einer Prognose verstanden werden. Berechnungen für unterschiedliche Szenarien können für die Auffindung eines kosteneffizienten Reduktionspfads nützlich sein. Wesentliche Faktoren wie z. B. Änderungen des Energieverbrauchs aufgrund von Verhaltensänderungen des Konsumenten bzw. Nutzers sind dabei jedoch nur schwer einzuschätzen.

Energiebericht des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie

498. Die im Energiebericht „Nachhaltige Energiepolitik für eine zukunftsfähige Energieversorgung“ des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi) ausgewertete Studie der Prognos-AG in Kooperation mit dem Energiewirtschaftlichen Institut der Universität Köln und dem Bremer Energie Institut (Prognos AG, 2001) berechnet die direkten gesamtwirtschaftlichen Kosten, die durch zusätzliche Maßnahmen zur Erreichung des 40 %-Minderungsziels entstehen. Diese werden für das Jahr 2010 mit 11 Mrd. Euro und für das Jahr 2020 mit 32 Mrd. Euro beziffert. Die Gesamtzusatzkosten für den Zeitraum 2000 bis 2020 werden auf rund 256 Mrd. Euro addiert (BMWI, 2001, S. 41). Diese vom BMWi benannten sehr hohen CO_2-Reduktionskosten ergeben sich in erster Linie dadurch, dass die Annahmen hinsichtlich der Energieverbrauchstrends relativ pessimistisch sind und kein kosteneffizienter Klimaschutzpfad gewählt wurde.

Zu kritisieren sind insbesondere folgende Punkte:

1. Der Energiebericht geht von einem Trendszenario aus, das die voraussichtliche Höhe der CO_2-Emissionen im Jahr 2020 eher überschätzt. Hierdurch werden ein größerer Handlungsbedarf und damit auch kostspieligere Maßnahmen angenommen, als es bei einer vorsichtigeren Trendabschätzung der Fall wäre.

   Zunächst ist festzustellen, dass die dem Energiebericht zugrunde liegende Referenzentwicklung (SCHLESINGER et al., 1999) die voraussichtlichen Wirkungen des nationalen Klimaschutzprogramms von 2000 auf die Energienachfrage noch nicht berücksichtigen konnte, da sie vor dem Programm erarbeitet worden ist. Auf diese Weise wurde die – im Vergleich zu den Annahmen des Energieberichts – relativ günstige Kostenstruktur der bereits vorgesehenen Maßnahmen nicht in Rechnung gestellt.

   Bei der Entwicklung der Stromnachfrage geht der Energiebericht auch im Szenario zur Einhaltung des 40 %-Reduktionsziels im Jahr 2020 (im Folgenden: Klimaszenario) von einer Steigerung des Stromverbrauchs um 11 % gegenüber 1999 aus. Im Energiebericht wird dies damit begründet, dass Einsparungen bei anderen Energieträgern oft mit einem höheren Stromverbrauch in anderen Sektoren verbunden sind.

Der dabei angenommene relativ hohe Stromverbrauch beruht darauf, dass im zugrunde liegenden Gutachten eine wenig sinnvolle Form der Einsparung von Öl und Gas bei der Raumwärmebereitstellung unterstellt wird, nämlich die fast hälftige Substitution der konventionellen Erzeugung von Raumwärme durch elektrische Wärmepumpen.

Neben einer Vernachlässigung vergleichsweise kostengünstig zu erzielender CO_2-Minderungspotenziale auf der Nachfrageseite werden in der Prognos-Studie auch auf der Angebotsseite Einsparpotenziale nicht vollständig berücksichtigt. So sind bei der gekoppelten Erzeugung von Elektrizität und Wärme (KWK) erhebliche CO_2-Reduktionen pro erzeugter Energieeinheit zu erzielen (Tz. 490). Dieser Beitrag wird erheblich unterschätzt.

2. Methodisch wird keine sektorübergreifende, sondern lediglich eine sektorspezifische Optimierung vorgenommen. Die sektorale Lastenverteilung zur Erreichung des 40 %-Zieles erfolgt weniger nach Kostengesichtspunkten als vielmehr nach dem Kriterium scheinbarer Weltmarktsachzwänge. Die Hauptlast der CO_2-Verminderung wird dem Verkehrssektor und damit dem Sektor mit den relativ höchsten Grenzkosten der CO_2-Vermeidung zugewiesen. Dadurch sind die Gesamtminderungskosten systematisch überhöht.

Das Szenario für den Energiebericht schont Sektoren mit einem relativ kostengünstig zu erschließenden CO_2-Reduktionspotenzial (Energiewirtschaft und Industrie), um sie „weniger stark in eine weitere, kostenintensive CO_2-Vermeidung einzubinden als Sektoren, die nicht internationaler Konkurrenz ausgesetzt sind" (Prognos AG, 2001, S. 6). Daher müssen in den – mit vergleichsweise hohen spezifischen CO_2-Emissionsminderungskosten verbundenen – Sektoren Verkehr und private Haushalte vergleichsweise hohe Emissionsminderungen erreicht werden.

Auf diese Weise trägt der Verkehr, dem ein relativ hoher Anteil an den CO_2-Reduktionen zugewiesen wird, im Jahr 2020 zwei Drittel der Gesamtkosten der CO_2-Verminderung. Die Durchschnittskosten der CO_2-Reduktion im Verkehrsbereich im Jahr 2020 werden auf 1 549 DM pro Tonne CO_2 geschätzt (Prognos AG, 2001, S. 44), in der Industrie je nach Branche auf zwischen 28 DM und 65 DM, bei Haushalten auf durchschnittlich 213 DM und im Energieumwandlungssektor auf rund 60 DM pro vermiedener Tonne CO_2. Für den Verkehrssektor wird für 2020 ein CO_2-Verminderungsziel im Klimaschutzszenario von 12 % im Vergleich zum Basisjahr 1990 bzw. von gut 17 % gegenüber dem Referenzszenario (SCHLESINGER et al., 1999) vorgesehen. Dieses soll durch eine steuerbedingte Verteuerung des Benzinpreises auf 4,70 DM pro Liter real bzw. 7 DM pro Liter nominal erreicht werden (BMWI, 2001, S. 55). Sowohl die Lastenverteilung als auch die Instrumentierung deuten auf ein Szenariodesign hin, das eher auf die Mobilisierung politischen Protests als auf einen volkswirtschaftlich klugen und politisch akzeptablen Klimaschutzpfad zielt.

Im Verkehrssektor ist das technische Potenzial einer CO_2-Reduktion begrenzt. Es wird weitgehend durch das erhebliche Mobilitätswachstum kompensiert (s. auch BANISTER et al., 2000, S. 128 f.). Eine ausreichende Entkopplung von Wirtschafts- und Mobilitätswachstum kann durch preisliche Maßnahmen allein nicht erreicht werden. Hier spielen die Raumplanung, die Technologie- und Wirtschaftsförderpolitik und die gezielte Förderung wirtschaftlicher Trends, die die Verkehrsnachfrage senken, eine wichtige Rolle (BANISTER et al., 2000).

Außerdem sollte nicht übersehen werden, dass den Verkehrsteilnehmern noch eine Reihe sehr wirkungsvoller und gleichzeitig kostengünstiger Anpassungsreaktionen zur Verfügung steht, die in dem Basisgutachten für den Energiebericht ausdrücklich ausgeschlossen, tatsächlich aber wahrscheinlich sind. Dazu zählen etwa das „downsizing", also die Anschaffung eines kleineren, treibstoffsparenden Fahrzeugs anstelle des Umstiegs auf (nach den Annahmen der Gutachter sehr teure) effizientere Fahrzeuge; ferner der Verzicht auf Fahrleistungen im motorisierten Individualverkehr oder die Verbesserung der Fahrzeugauslastung.

Im Umwandlungssektor setzt der Energiebericht den Anteil erneuerbarer Energien an der Stromerzeugung relativ niedrig an. Während beispielsweise der Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung ein Ausbauziel von 85 TWh Windenergie anregt (Bundesregierung, 2001), wird im Klimaszenario des Energieberichts von 50 TWh für das Jahr 2020 ausgegangen. Dies erscheint zu niedrig gegriffen angesichts der Tatsache, dass allein in den zurückliegenden drei Jahren die installierte Leistung verdreifacht wurde und die Stromerzeugung aus Windkraft bereits im Jahr 2001 rund 16 TWh betrug (BMU, 2002).

3. Es wird von vergleichsweise niedrigen und nur geringfügig steigenden Energiepreisen für die nächsten 20 Jahre ausgegangen. Dies ist eine mit einiger Wahrscheinlichkeit unrealistische Annahme, die ebenfalls zu einer Überschätzung der Nettokosten politischer Klimaschutzmaßnahmen führt.

Der Energiebericht geht davon aus, dass der Rohölpreis im Jahr 2020 inflationsbereinigt etwa auf dem Niveau von Mitte der Achtzigerjahre liegen wird (BMWI, 2001, S. 39). Die Ankündigung der OPEC, die Ölpreise in einem deutlich höheren Zielkorridor von 22 bis 28 US-Dollar für ein Barrel Rohöl stabil zu halten, wird damit vernachlässigt. Durch die zu erwartende weitgehende Erschöpfung der preiswert zu fördernden Ölreserven sind Voraussagen über die zukünftigen Kosten der Primärenergieversorgung mit großen Unsicherheiten behaftet. In Verbindung mit der zunehmenden Konzentration der noch vorhandenen Erdölvorräte in den OPEC-Ländern sind auch weitaus höhere Ölpreise nicht auszuschließen (IEA, 2001). Steigende Energiepreise berücksichtigt der Energiebericht lediglich für den Fall, für den diese sich positiv auf das vom BMWi präferierte Szenario auswirken: Höhere Gaspreise werden zu einem Argument gegen die Substitution von Kohle durch Gas gemacht.

4. Der Energiebericht betont zwar die Zusatzkosten der Umsetzung eines 40 %-Reduktionsziels, weist aber umgekehrt in dem vom BMWi präferierten Referenzszenario nicht explizit die verdeckten Kosten zur Stabilisierung des Kohleanteils an der Energieversorgung aus.

   Eine Beibehaltung des hohen Anteils heimischer Kohle an der Primärenergieversorgung, wie sie vom BMWi gefordert wird (BMWI, 2001, S. 35, 45, 66), ist mit hohen direkten und indirekten fiskalischen Kosten verbunden (vgl. Tz. 505 ff.). Die langfristige Weiterführung eines Steinkohlesockels von 20 Mio. t SKE jährlich auch nach 2005 und die bis zu diesem Zeitraum anfallenden Kosten summieren sich nach Schätzungen des Öko-Instituts auf ca. 100 Mrd. DM bis zum Jahr 2020 (MATTHES, 2002).

499. Hinzuweisen ist schließlich darauf, dass der Energiebericht eine Handlungsorientierung präferiert, die wirksamen Klimaschutz nicht zulässt. An die erste Stelle von neun zentralen Handlungsorientierungen setzt der Bericht die rationelle Energieverwendung. Konkretisiert wird dies wie folgt: „Anzustreben ist, die Energieeffizienz langfristig in dem gleichen Maße zu steigern wie die Wirtschaft wächst“ (BMWI, 2001, S. 59 ff.). Dies aber bedeutet nichts anderes, als dass bei einem Gleichklang von Wirtschaftswachstum und Energieproduktivitätssteigerung der Primärenergieverbrauch in Zukunft in Deutschland auf dem heutigen Niveau verbleibt.

Bestandteile eines kosteneffizienten CO_2-Reduktionspfads

500. Der Umweltrat bedauert, dass sich das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie bei seinen Aussagen zu den Möglichkeiten und Folgen einer ambitionierten Klimaschutzstrategie ausschließlich auf eine einzige Studie stützt, obwohl andere Studien zu signifikant anderen Ergebnissen gelangen. So errechnet eine Studie des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung in Zusammenarbeit mit dem Forschungszentrum Jülich, dem Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung und dem Öko-Institut im Auftrag des Umweltbundesamtes deutlich geringere Kosten (STEIN und STROBEL, 1999). Dabei wurden sektorübergreifende kostenoptimierte Schätzungen unter Berücksichtigung einer auslaufenden Kernenergienutzung vorgenommen.

Die in dieser Studie ermittelten jährlichen Zusatzkosten gegenüber einem Basisszenario, in dem eine weitgehende Ausschöpfung von „no-regret“-Potenzialen bereits enthalten ist, werden mit 6,5 Mrd. DM (3,3 Mrd. Euro) pro Jahr für das Jahr 2010 und 18,9 Mrd. DM (9,7 Mrd. Euro) für das Jahr 2020 beziffert. Im Vergleich zu den derzeitigen Steinkohlesubventionen (Tz. 507) dürfte dies im Rahmen des gesellschaftlich Akzeptablen liegen. An den berechneten Mehrkosten sind im Jahr 2020 der Umwandlungssektor mit 2,7 Mrd. DM (1,38 Mrd. Euro), die privaten Haushalte einschließlich der Kleinverbraucher mit 14 Mrd. DM (7,16 Mrd. Euro) und die Industrie mit 2,2 Mrd. DM (1,12 Mrd. Euro) beteiligt. Da sich für den Verkehr wegen der dort unterstellten sehr hohen Grenzvermeidungskosten vergleichsweise geringe sektorale Emissionsminderungen errechnen (6 Mio. t CO_2 bis 2020), ergeben sich in diesem Bereich auch nur geringe Zusatzkosten in Höhe von 1,2 Mrd. DM (0,61 Mrd. Euro). Viele der prinzipiell existierenden Minderungsmaßnahmen werden als nicht genutzt unterstellt, weil sie nach Auffassung der Gutachter mit vergleichsweise hohen Kosten je eingesparter CO_2-Einheit verbunden wären (STEIN und STROBEL, 1999, S. 38, 48).

501. Studien wie diese (s. auch MARKEWITZ et al., 2001; Wuppertal Institut, 2001; für den europäischen Kontext z. B. KRAUSE et al., 2000) zeigen, dass sich ein kosteneffizienter realisierbarer Weg einer weitgehenden CO_2-Reduktion ergeben kann durch Schwerpunktsetzung auf:

– Energieeffizienzsteigerungen im Endverbrauch, z. B. Verringerung der Stromnachfrage, Senkung des Raumwärmebedarfs;

– Energieeffizienzsteigerungen im Umwandlungsbereich, z. B. Steigerungen des Wirkungsgrads von Kraftwerken, Erhöhung des KWK-Anteils;

– CO_2-Reduzierung des Primärenergieträgerportfolios, z. B. Substitution von CO_2-intensiven Energieträgern (Kohle) durch Erdgas, verstärkte Nutzung der CO_2-freien regenerativen Energien.

Beschäftigungseffekte eines Klimaschutzpfads

502. In einer Studie der Prognos AG wurden die Arbeitsmarkteffekte von Klimaschutzmaßnahmen untersucht (SCHEELHAASE, 2001). Dabei wurde unterstellt, dass die CO_2-Emissionen bis zum Jahr 2020 um 40 % gegenüber 1990 gesenkt werden sollen, ohne dass ein Zubau von Kernkraftkapazitäten erfolgt. Anders als die im Abschn. 3.2.1.2.3.4 erörterte DIW-Studie (vgl. Tz. 457 f.) verzichtet die Prognos-Studie auf die Berücksichtigung von Preisänderungen durch eine Energieabgabe oder ähnlich wirkende Maßnahmen und quantifiziert lediglich die direkten und indirekten Arbeitsmarktwirkungen der zur Realisierung des Reduktionsziels erforderlichen Anpassungsmaßnahmen. Dabei wird eine optimierte Energiewirtschaft, die das vorgegebene Reduktionsziel zu volkswirtschaftlich minimalen Kosten realisiert, angenommen. Die direkten Arbeitsmarkteffekte werden mithilfe eines „bottom up“-Ansatzes geschätzt, bevor in einer zweiten Stufe die indirekten Arbeitsmarkteffekte durch eine nachgeschaltete Input-Output-Analyse quantifiziert werden. Die resultierenden Beschäftigungseffekte im Vergleich zum „business as usual“-Szenario sind in Tabelle 3.2.1-9, zusammengefasst. Die erforderlichen Umstellungen wären danach zwar in einigen Sektoren mit Arbeitsplatzverlusten verbunden, im Saldo resultieren jedoch etwa 155 000 (2005) bis 194 000 (2020) neue Arbeitsplätze.

503. Bei der Bewertung der in Tabelle 3.2.1-9 zusammengefassten Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass sich die Prognos-Studie durch einige sehr restriktive Annahmen auszeichnet. Insbesondere die Annahme eines konstanten Preisniveaus erscheint kritisch. Auch wird in dieser Studie nicht spezifiziert, durch welche umweltpolitischen Instrumente die erforderlichen Anpassungsreaktionen induziert werden sollen. Wie jedoch die Erfahrungen mit

Tabelle 3.2.1-9

Gewinne bzw. Verluste an Arbeitsplätzen in Deutschland gegenüber „business as usual“-Szenario

Sektor	2005	2010	2020
Landwirtschaft	– 1 580	– 1 080	1 280
Bergbau	– 20 020	– 18 580	– 15 180
Metallerzeugung	4 320	3 470	4 320
Fahrzeugbau	490	– 6 120	– 16 640
Elektrotechnik	3 270	2 120	3 360
Maschinenbau	40 400	34 500	51 230
Übrige Metallverarbeitung	3 500	3 690	6 120
Nahrungs- und Genussmittel	– 2 340	– 1 710	2 400
Textil und Bekleidung	– 610	– 400	840
Chemische Erzeugnisse	530	– 2 380	– 5 750
Steine und Erden	5 790	5 540	8 160
Holzbe- und -verarbeitung	2 160	2 290	4 850
Papier und Druckerzeugnisse	750	420	1 180
Sonstiges verarbeitendes Gewerbe	– 160	– 170	230
Bau	91 700	86 570	106 730
Elektrizität, Gas, Wasser	400	330	670
Verkehr	20 360	73 410	97 820
Groß- und Einzelhandel	– 5 940	– 39 560	– 57 540
Gaststätten	– 2 110	– 2 320	140
Banken und Versicherungen	– 2 360	– 8 930	– 12 100
Staat	– 3 560	– 8 110	– 10 880
Übrige Dienstleistungen	20 310	9 880	23 070
Gesamt	155 300	132 860	194 030

Quelle: SCHEELHAASE, 2001, S. 226

der Ökosteuer zeigen, sind die Arbeitsmarktwirkungen klimapolitischer Maßnahmen entscheidend davon abhängig, ob eine Steuerung über ordnungsrechtliche oder ökonomische Instrumente erfolgt, und in welcher Weise ein eventuell entstehendes Abgabenaufkommen zur Realisierung einer „doppelten Dividende“ verwendet wird. Die in der Prognos-Studie ausgewiesenen Arbeitsmarkteffekte können deshalb nur als grobe Orientierungspunkte verstanden werden.

3.2.1.2.6.2 Kohlebestandsschutz und Klimaschutzziele

504. Neben dem Klimaschutz und dem Atomausstieg ist das Bemühen der Bundesregierung, den Strukturwandel im Kohlebergbau durch Subventionen, Sonderkonditionen und Ausnahmebedingungen zu verlangsamen und eine Mindestversorgung mit einheimischer Kohle zu sichern, ein wesentlicher Bestandteil der deutschen Energiepolitik. Der Umweltrat betont, dass die damit verbundene Kohleförderpolitik mit den langfristigen Klimaschutzzielen nicht vereinbar ist (s. auch SRU, 2000, Tz. 1378).

Kohlepolitik der Bundesregierung

505. Die Bundesregierung betreibt eine Politik der Kohleförderung, die sich insbesondere in der direkten Subventionierung des Steinkohlenbergbaus und der steuerlichen Begünstigung der Kohle im Vergleich zu anderen fossilen Energieträgern (Öl, Gas) zeigt. Auch die in der Bonusregelung des KWK-Gesetzes vorgesehene Förderung ohne Berücksichtigung der CO_2-Effizienz ist unter ökologischen Gesichtspunkten nicht einsichtig (Tz. 495) und kann nur mit kohlepolitischen Interessen erklärt werden. Ebenso beinhaltet die Ausgestaltung der ökologischen Steuerreform ohne Berücksichtigung des CO_2-Gehaltes der Energieträger (Tz. 463) eine indirekte Förderung der Kohle (s. auch SRU, 2000, Tz. 1378, 101; SRU, 1996a, Tz. 1073). Eine Bestandsaufnahme offener und versteckter umweltschädlicher Subventionen kommt zu dem Ergebnis, dass dem Bund 1998 durch die steuerliche Bevorzugung der Kohle gegenüber anderen fossilen Energieträgern – unabhängig von den direkten Kohlebeihilfen – potenzielle Steuermindereinnahmen von knapp 9 Mrd. DM entstanden sind (MEYER, 2001b).

Steinkohlesubventionen

506. Die Steinkohle hatte im Jahr 2000 einen Anteil von 13,5 % (65,5 Mio. t SKE) am Primärenergieverbrauch in Deutschland. Der Anteil der in Deutschland geförderten Steinkohle am gesamten Steinkohleverbrauch verminderte sich von 58 % im Jahr 1999 (40,5 Mio. t SKE) auf 53 % (34,5 Mio. t SKE) im Jahr 2000. Die heimische Förderung verteilte sich auf die drei Reviere Ruhr (78 %), Saar (17 %) und Ibbenbüren (5 %). Steinkohle wird neben dem Einsatz in der Stahlindustrie vor allem zur Stromerzeugung genutzt, wo sie einen Anteil von rund einem Viertel an der gesamten Bruttostromerzeugung im Jahr 2000 hatte (SCHIFFER, 2001; Statistik der Kohlewirtschaft, 2001).

507. Während die Braunkohle nur indirekt durch die Absicherung der Abnahme von Strom aus ostdeutschen Braunkohlekraftwerken unterstützt wird (Braunkohleschutzklausel auf Grundlage von Artikel 4 § 3 Abs. 1 des Energiewirtschaftsgesetzes vom April 1998; BGBl. I 1998, S. 730), ist der Steinkohlenbergbau nach der Landwirtschaft der Wirtschaftszweig mit den höchsten Subventionen in Deutschland. Im Jahre 2000 betrugen die gesamten Hilfen für den Steinkohlenbergbau 4,6 Mrd. Euro (Absatz- und Stilllegungshilfen des Bundes 3,7 Mrd. Euro; Bundestagsdrucksache 14/6748 S. 8, 31), die von der EU-Kommission am 21. Dezember 2000 genehmigt wurden (COM(2001)403 final). Der Großteil der Absatzbeihilfen wurde für den Ausgleich der Preisdifferenz der – aufgrund der hohen Fördertiefe – gegenüber Importkohle wesentlich teureren deutschen Steinkohle und vermehrt auch für die Rücknahme der Förderkapazitäten eingesetzt. Einen Rückgang der Förderkapazitäten durch jährlich abnehmende Zuschüsse sieht auch der im Jahr

1997 vereinbarte Kohlekompromiss zwischen dem Bund und den Steinkohle fördernden Ländern Nordrhein-Westfalen (NRW) und Saarland sowie der IG Bergbau, Chemie, Energie vor. Es ist eine Senkung der Subventionen auf 5,3 Mrd. DM (2,71 Mrd. Euro) im Jahr 2005 (bzw. 5,5 Mrd. DM (2,81 Mrd. Euro) unter Einbeziehung der nichtstaatlichen Gelder der RAG AG) geplant. Dabei schreibt das Steinkohlebeihilfegesetz vom 17. Dezember 1997 (BGBl. I S. 3048) eine Senkung des Anteils des Bundes auf 3,8 Mrd. DM (1,94 Mrd. Euro) bis 2005 vor, das Land NRW stellt den Differenzbetrag zur Verfügung. Parallel dazu soll die Fördermenge von 34,5 Mio. t SKE im Jahr 2000 auf 26 Mio. Tonnen begrenzt (GVSt, 2000) und die Zahl der Beschäftigten im Steinkohlenbergbau von rund 58 000 im Jahr 2000 auf etwa 36 000 im Jahr 2005 verringert werden. Als eine weiter gehende Untergrenze gibt der Gesamtverband des deutschen Steinkohlenbergbaus eine Fördermenge von 20 bis 22 Mio. t SKE nach 2005 an (GVSt, 2001, S. 6 f.).

508. Auf europäischer Ebene wird über eine Regelung nach dem Auslaufen der im Vertrag über die Gründung der Europäischen Gemeinschaft für Kohle und Stahl (EGKS-Vertrag) vom 18. April 1951 festgesetzten europäischen Regelungen über genehmigungspflichtige Steinkohlebeihilfen im Juli 2002 diskutiert. Der vom Kommissionspräsidenten und den Generaldirektionen Umwelt und Wettbewerb geforderten Ablehnung weiterer Subventionen steht die auf Beibehaltung gerichtete Position des Wirtschaftsministers der Bundesrepublik Deutschland und des nordrhein-westfälischen Ministerpräsidenten gegenüber. Deutschland ist als das EU-Mitgliedsland mit den höchsten Steinkohlesubventionen von einer Neuregelung besonders betroffen (Europäische Kommission, 2001). Am 25. Juli 2001 beschloss die Kommission einen Verordnungsentwurf über staatliche Beihilfen für den Steinkohlenbergbau (KOM(2001)423 endg.). In diesem Entwurf sieht die Europäische Kommission eine Laufzeit der Subventionen bis 2010 vor, macht aber für die konkreten Beihilfen nur bis zum Jahr 2007 Regelungsvorschläge. Bis dahin sollen die Beihilfen unter Zurücknahme der Förderkapazitäten weiterhin stark gekürzt werden. Danach will die Kommission auf Grundlage eines bis 2006 zu erstellenden Berichts zur Lage des europäischen Kohlebergbaus dem Rat der Europäischen Union Vorschläge für die Verfahrensweise in den Jahren 2008 bis 2010 unterbreiten.

Klimaschutzwirkungen eines Abbaus der direkten und indirekten Kohleförderung

509. Der Umweltrat spricht sich für ein sozial abgefedertes Auslaufen der ökologisch kontraproduktiven Steinkohlesubventionen nach 2005 aus (s. hierzu auch SRU, 2000, Tz. 1378; vgl. OECD, 2001a, S. 205; WBGU, 2001, S. 9). Auch die Umweltminister der OECD-Mitgliedstaaten forderten im Mai 2001 in ihrer Umweltstrategie eine Abschaffung aller ökologisch nachteiligen Subventionen und Steuerbestimmungen (OECD, 2001b). Aus der Sicht der Europäischen Kommission sollten statt einer Unterstützung nicht wettbewerbsfähiger Industrien Beihilfen zur Strukturanpassung genutzt werden (COM(2001)403 final).

510. Eine Kürzung der Subventionen wird zunächst zwar zu einer verstärkten Substitution durch Importkohle und damit nicht unmittelbar zu einer Minderung der CO_2-Emissionen führen (s. hierzu auch Berechnungen der OECD, 1997, S. 36, 67 ff.). Doch können die hierdurch frei werdenden öffentlichen Mittel mit ökologischem Gewinn eingesetzt werden, z. B. durch eine Förderung zukunftsweisender Energietechnologien in vom Kohlestrukturwandel besonders betroffenen Regionen. Im Falle einer steuerlichen Gleichbehandlung aller fossilen Energieträger kann mittelfristig eine Verschiebung von der Kohle zum CO_2-ärmeren Energieträger Erdgas erwartet werden, zumal unter Berücksichtigung der Altersstruktur des Steinkohlekraftwerkparks, die bis 2010 eine starke Reduzierung der großen Steinkohlekraftwerke erwarten lässt (MARKEWITZ et al., 1998). Allerdings sind auch beim Einsatz von Erdgas zusätzlich zu den direkten CO_2-Emissionen bei der Verbrennung weitere klimabelastende Effekte mit einzubeziehen, die die reale CO_2-Bilanz dieses Energieträgers verschlechtern. So gehen bei Transport, Förderung und Aufbereitung von Erdgas aus Russland gegenwärtig noch Anteile des Erdgases als klimaschädigendes Treibhausgas Methan in die Atmosphäre verloren. Nach noch mit großen Unsicherheiten behafteten Schätzungen liegen diese Verluste in der Größenordnung von 1,5 % bis 5 % (FRITSCHE und MATTHES, 2001; REICHERT und SCHÖN, 1997; vgl. auch FICHTNER, 2001; Greenpeace, 2000), wobei der untere Wert als belastbarer angesehen werden kann. Sofern man hier nicht den – schwach belegten – Maximalwert zugrunde legt, ist festzustellen, dass durch die gegenwärtig (noch) gegebenen Leitungsverluste die klimabezogenen Vorzüge des Erdgases im Verhältnis zur Kohle nur reduziert und nicht aufgehoben werden.

Versorgungssicherheit

511. Die Subventionierung der Steinkohle und die indirekten Begünstigungen der Braun- und Steinkohle werden oft mit dem Argument der Versorgungssicherheit durch heimische Energieträger gerechtfertigt. Als besonders kritisch wird dabei der Energieträgerwechsel von heimischer Kohle zu Erdgas gesehen. Dieser führe zu einer stärkeren Vulnerabilität der Energieversorgung, da die Hauptprimärenergieträger Erdgas und -öl eine gesteigerte Importabhängigkeit mit sich ziehen.

Der Umweltrat hält diese Verengung der Diskussion der Versorgungssicherheit auf die beiden fossilen Energieträger Kohle und Gas für problematisch. Das Hauptproblem der Versorgungssicherheit ergibt sich hinsichtlich der Erdölabhängigkeit (vgl. Tz. 462).

Eine ökologisch sinnvolle Umgestaltung des Energieträgerportfolios bringt jedoch kaum Nachteile bei der Versorgungssicherheit mit sich. Dies bestätigen auch die im Energiebericht des BMWi zugrunde gelegten Szenarien (Tz. 498). Das Szenario zur Einhaltung des 40 %-Ziels (Klimaszenario) führt nicht zu einer höheren Importabhängigkeit als das – von den Rahmenbedingungen her stärker auf die Versorgungssicherheit fokussierte – Trendszenario mit einem nahezu konstanten Anteil der Kohle in

der Energieversorgung (22,8 % am Primärenergieverbrauch im Jahr 2020). Vielmehr sinkt im Klimaszenario die Importabhängigkeit als Folge des deutlich reduzierten Primärenergieverbrauchs (BMWI, 2001, S. 38 ff.). Daher sprechen Argumente der Versorgungssicherheit nicht gegen die im Klimaszenario des Energieberichts angenommene Senkung des Kohleanteils am Primärenergieverbrauch um mehr als die Hälfte.

512. Eine Erhöhung des Erdgasanteils am Primärenergieverbrauch führt demnach auf absehbare Zeit nicht zu Engpässen bei der Energieversorgung, kann jedoch einen Anstieg der Preisanfälligkeit der Energieversorgung zur Folge haben, da Erdgas und Erdöl preislich miteinander gekoppelt sind. Der Umweltrat betrachtet es aber als unverhältnismäßig, sich eine kohlebasierte Erhöhung der Absicherung gegen Energiepreisschwankungen mehrere Milliarden DM jährlich an direkten und indirekten Zuwendungen kosten zu lassen. Ein vergleichbarer Betrag würde, in die Förderung erneuerbarer Energien und energieeffizienter Technologien investiert, nicht nur einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten, sondern auch die langfristige Versorgungssicherheit erhöhen.

Den regenerativen Energiequellen kommt sowohl aus Gründen der Versorgungssicherheit als auch aus Gründen des Klimaschutzes besondere Bedeutung zu. Dies betont auch die Europäische Kommission in ihrem Grünbuch zur Energiesicherheit: „In the medium term, renewables are the only source of energy in which the European Union has a certain amount of room for manoeuvre aimed at increasing supply in the current circumstances“ (European Commission, 2000, S. 42 f.). Auch in Deutschland besteht unter Zugrundelegung heute verfügbarer Technologien ein großes Potenzial zur Nutzung erneuerbarer Energien. Die Richtlinie zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt (RL 2001/77/EG) fordert eine Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien an der Bruttostromerzeugung von 4,5 % (1997) auf 12,5 % (2010). Dass dies auch ökonomisch machbar ist, zeigt eine Studie im Auftrag des Umweltbundesamts und des Bundesumweltministeriums (NITSCH et al., 2000).

Diskussion eines Primärenergieträgersockels zur Versorgungssicherheit

513. In der europäischen Diskussion zur Versorgungssicherheit wird über die Einführung eines von beihilferechtlichen Restriktionen ausgenommenen nationalen Primärenergiesockels von maximal 15 % aus heimischen Energieträgern diskutiert (European Commission, 2000). Dieser Sockel würde in Deutschland für die Förderung der heimischen Kohle und erneuerbarer Energien genutzt werden. Befürwortet wird dieses Konzept wegen der damit verbundenen Chancen für die Steinkohle unter anderem vom nordrhein-westfälischen Ministerpräsidenten (Pressemitteilung NRW, 2001). Dies würde bedeuten, dass die heimischen Primärenergieträger Kohle und erneuerbare Energien hier in direkter Konkurrenz um die Fördermöglichkeiten innerhalb des Sockels stünden. Aus Sicht des Umweltrates sollten für die Förderung der Kohle keine neuen beihilferechtlichen Spielräume eröffnet werden.

3.2.1.2.7 Empfehlungen

514. Der Umweltrat begrüßt die Beibehaltung des nationalen Klimaschutzziels (Reduzierung der CO_2-Emissionen um 25 % bis zum Jahr 2005 gegenüber 1990). Wenngleich das neue nationale Klimaschutzprogramm, das aufgestellt wurde, um die Erreichung dieses Ziels sicherzustellen, zahlreiche begrüßenswerte Maßnahmen enthält, droht ohne eine weitere Nachbesserung nach wie vor eine Verfehlung des Klimaschutzziels. Bei Selbstverpflichtungen, Informations- und Aufklärungskampagnen sind die ihnen zugeschriebenen Minderungspotenziale im Klimaschutzprogramm teilweise zu optimistisch angesetzt. In anderen Fällen gehen die CO_2-Verminderungen über das Erwartete hinaus.

Zu den über das Klimaschutzprogramm hinaus erforderlichen Maßnahmen gehört insbesondere die Revision der zahlreichen Sonderregelungen und Fördermaßnahmen für den CO_2-intensivsten Energieträger, die Kohle. Die bisherige Kohlebestandsschutzpolitik ist mit anspruchsvollen nationalen Klimaschutzzielen nicht vereinbar.

Eine Reduktion der CO_2-Emissionen um 40 % gegenüber 1990 im Jahr 2020 ist erstrebenswert und erreichbar. Auch mit einem Kernenergieausstieg bis zum Jahr 2020 ist die Reduzierung der CO_2-Emissionen um 40 % prinzipiell vereinbar. Um die Erreichung dieses Ziels wirtschafts- und sozialverträglich zu gestalten, sollte ein kosteneffizienter Klimaschutzpfad eingeschlagen werden, der auf eine deutliche Effizienzsteigerung bei der Endenergienachfrage wie im Umwandlungsbereich und einen kohlenstoffarmen Energieträgermix (Substitution von Kohle durch Erdgas als Übergangsstrategie bei langfristigem Wechsel in Richtung regenerativer Energien) zielt. Gesichtspunkte der Versorgungssicherheit stehen dem nicht entgegen; die Versorgungssicherheit kann im Gegenteil auf diese Weise langfristig erhöht werden. Insgesamt sind von einer so ausgerichteten Klimapolitik auch positive Beschäftigungseffekte zu erwarten.

Ökologische Steuerreform

515. Der Umweltrat empfiehlt, an den bisher beschlossenen Stufen der ökologischen Steuerreform festzuhalten und die Steuersätze auch über das Jahr 2003 hinaus langsam, aber kontinuierlich und für alle Beteiligten voraussehbar ansteigen zu lassen. Dabei sollte die Stromsteuer mittelfristig durch eine Abgabe auf fossile Energieträger in der Stromerzeugung abgelöst werden, die sich nach deren CO_2-Intensität bemisst. Soweit dies ohne Bruch der getroffenen Klimaschutzvereinbarung zwischen Bundesregierung und Industrie realisierbar ist, sollten darüber hinaus die bestehenden Ausnahmeregelungen für das Produzierende Gewerbe zukünftig von der Energieintensität der Produktionsprozesse, von der Export- bzw. Importintensität und von der Anwendung eines Energie-Audits abhängig gemacht werden. Vergünstigungen für den Schienenverkehr oder den öffentlichen Nahverkehr sollten allenfalls für einen Übergangszeitraum und in degressiver Ausgestaltung eingeführt werden. Hinsichtlich der Aufkommensverwendung kann die derzeitige Zweckbindung zugunsten der Arbeitsmarktpolitik nur als Übergangslösung

bis zur Reform der Sozialsysteme angesehen werden. Eine Aufkommensverwendung durch direkte Fördermaßnahmen sollte nur in denjenigen Fällen in Betracht gezogen werden, in denen die erhebungsseitige Lenkungswirkung aufgrund von Marktversagen unwirksam bleibt und ein Missbrauch ausgeschlossen werden kann.

Emissionshandel

516. Aus ökologischer wie auch aus ökonomischer Sicht wäre ein alle Emittenten einbeziehendes, auf der ersten Handelsebene ansetzendes, strikt mengenfixiertes und möglichst weitgehend internationalisiertes Emissionshandelssystem wünschenswert.

Die seitens der Wirtschaft favorisierte Einführung eines so genannten Emissionshandels auf freiwilliger Basis verspräche demgegenüber in Deutschland im Vergleich zu der bereits realisierten Selbstverpflichtungslösung keinen Effizienzgewinn. Bei den ins Auge gefassten freiwilligen Systemen handelt es sich auch nicht um echte Emissionshandelssysteme im Sinne der ökonomischen Instrumentenlehre, sondern um freiwillige Vereinbarungen mit Austauschflexibilität.

Der Richtlinienvorschlag der Europäischen Kommission zielt auf ein echtes, mengenfixiertes sektorales Emissionshandelssystem für wichtige Industriebereiche, mit der Besonderheit, dass die Mengenfixierung nicht zentral für den gesamten Geltungsbereich des Systems, sondern dezentral von den Mitgliedstaaten festgelegt werden soll. Ungeachtet der Schwächen, die in dem sektoralen Ansatz liegen, können mit einem solchen System Vorteile insbesondere für die Sicherstellung der notwendigen innereuropäischen Beiträge zu den Kyoto-Verpflichtungen der EU verbunden sein. Die Mehrzahl der EU-Mitgliedstaaten, die im Rahmen der innereuropäischen Lastenverteilung Reduktionspflichten übernommen haben, steuert gegenwärtig auf massive Zielverfehlungen zu. Das geplante verbindliche Handelssystem kann bei geeigneter Ausgestaltung hier die notwendige Disziplin herstellen.

Voraussetzung für Effektivität und Effizienz des geplanten Handelssystems ist allerdings, dass bestehenden Anreizen zu einem Trittbrettfahrerverhalten der Mitgliedstaaten, das die Funktionsfähigkeit des Systems untergraben würde, wirksamer als bislang vorgesehen begegnet wird. Dies betrifft vor allem die Festlegung der nationalen Emissionsmengenbegrenzungen und die Mechanismen der Kontrolle und Sanktionierung. Nur wenn die Funktionsfähigkeit und Effizienz des Systems in dieser Hinsicht besser als bislang vorgesehen gesichert wird, lohnt der erhebliche mit einem solchen System verbundene Aufwand und die Aufgabe des bisherigen Vereinbarungssystems. Nur unter dieser Voraussetzung ist auch ein korrespondierender Abbau der ordnungsrechtlichen Vorgaben vertretbar. In jedem Fall sollte ein Rückbau des Ordnungsrechts zunächst auch nur probeweise vorgesehen werden. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, den Richtlinienvorschlag in diesem Sinne *bedingt* zu unterstützen.

KWK-Förderung

517. Der Umweltrat schätzt die mit der Wirtschaft getroffene Vereinbarung zum Erhalt, zur Modernisierung und zum Zubau von Kraft-Wärme-Kopplungslagen und die damit verknüpfte Bonusregelung kritisch ein.

Grundsätzlich begrüßt der Umweltrat die erweiterte Förderung von KWK-Anlagen durch das neue KWK-Gesetz. Im Detail gibt die gefundene Lösung aber Anlass zur Kritik. Insbesondere die Ausklammerung des Zubaus von neuen größeren KWK-Anlagen aus der Förderung ist nicht sachgerecht; ob ein Zubau neuer Anlagen vonseiten der Wirtschaft freiwillig in angemessenem Umfang erfolgen wird, ist fraglich. Die zeitliche Begrenzung der Förderung und die degressive Ausgestaltung der Fördersätze sieht der Umweltrat als effizient an. Angesichts langer Planungs- und Umsetzungsphasen wäre jedoch ein längerer Förderzeitraum wünschenswert. Für die Zielerreichung kontraproduktiv ist die vorgesehene Gesamtbegrenzung des Fördervolumens. Vor allem ist jedoch zu beanstanden, dass die geplante Bonusregelung der unterschiedlichen CO_2-Effizienz von KWK-Anlagen nicht Rechnung trägt.

Insgesamt erscheint es angesichts der genannten Einschränkungen wenig wahrscheinlich, dass der geplante CO_2-Minderungsbeitrag durch die Kraft-Wärme-Kopplung erreicht und das hier liegende erhebliche Potenzial ausgeschöpft wird.

Atomausstieg und Kohleförderpolitik

518. Die Substitution des Stromanteils aus Kernenergie kann die Erreichung des CO_2-Reduktionsziels für 2005 kaum spürbar erschweren, da bis 2005 lediglich zwei (kleinere) Kernkraftwerke vom Netz genommen werden. Auch für die Erreichbarkeit der längerfristigen klimapolitischen Zielsetzungen sieht der Umweltrat keine unüberwindlichen durch den Atomausstieg bedingten Probleme. Die Kapazität der abgeschalteten Kernkraftwerksblöcke wird zum einen Teil aufgrund von Einsparungen nicht mehr benötigt werden und kann zu einem anderen Teil durch erneuerbare Energien und gasgefeuerte KWK-Anlagen ersetzt werden. Im Falle eines kosteneffizienten Reduktionspfades ist auch ein 40 %-Reduktionsziel für das Jahr 2020 zu vertretbaren Kosten erreichbar. Empfohlen wird ein Reduktionspfad, der auf effiziente Energietechnologien und einen veränderten Energieträgermix mit einem starken Anteil erneuerbarer Energien zielt. Es handelt sich hier um Technologien, bei denen Deutschland schon jetzt eine international führende Rolle – mitsamt positiven Beschäftigungseffekten – erreicht hat.

519. Ein kosteneffizienter CO_2-Minderungspfad erfordert eine deutliche Senkung des Kohleanteils an der Energieversorgung. Der Umweltrat spricht sich daher für ein Auslaufen der Steinkohlesubventionen aus. Er erkennt die Versorgungssicherheit als wichtiges Ziel der Energiepolitik an, sieht jedoch keine mit diesem Gesichtspunkt begründbare Notwendigkeit für die Aufrechterhaltung der Subventionierung der heimischen Steinkohle. Die langfristige Versorgungssicherheit kann besser durch erhöhte Energieeffizienz und erneuerbare Energien gewährleistet werden.

3.2.1.3 Langfristige Ziele und Verteilungsfragen

520. Es ist unstreitig, dass der bislang unbegrenzt genutzte atmosphärische CO_2-Speicher künftig als ein knappes kollektives Gut zu betrachten ist, das es zu bewirtschaften gilt. Dabei sind grundlegende Fragen der Begrenzung und der Verteilung von Emissionsberechtigungen zu beantworten. In diesem Zusammenhang ist auch zu bedenken, dass Klimapolitik auf unterschiedlichen politischen Ebenen in der Form einer kontinuierlichen Langzeitplanung betrieben werden muss (SCHRÖDER et al., 2002). Diese Planung kann sich entweder an der Idee einer ökonomisch effizienten („optimalen") Klimapolitik orientieren (Tz. 521), oder sie kann Obergrenzen (wie im „tolerable window approach") mit Grundsätzen einer gerechten Verteilung („equity"-Dimension) zu einer langfristig angelegten Reduktions- und Verteilungsstrategie verknüpfen. Im Folgenden werden zunächst die normativen und methodischen Schwierigkeiten der Bestimmung eines ökonomisch optimalen Klimapfades erörtert und im Anschluss daran mögliche Obergrenzen und Verteilungsgrundsätze diskutiert.

3.2.1.3.1 Das Problem des ökonomisch optimalen Klimapfades

521. Unter ökonomischen Gesichtspunkten besteht der Nettonutzen der Verminderung von Treibhausgasemissionen in der Differenz zwischen den vermiedenen Umweltschäden einerseits und den Kosten der Emissionsvermeidung andererseits. Dabei werden in der Zukunft anfallende Kosten- bzw. Schadenskomponenten durch Abdiskontierung in Gegenwartswerte transformiert. Ein „ökonomisch optimaler Klimapfad" repräsentiert einen klimapolitischen Anpassungspfad, der den über alle betrachtete Perioden aufsummierten Gegenwartswert des Nettonutzens maximiert.

Zur empirischen Bestimmung eines solchermaßen optimalen Klimapfades wurde eine Reihe von dynamischen Optimierungsmodellen entwickelt, die sich in ihrer Grundstruktur sehr ähnlich sind und zumeist aus drei Basiskomponenten bestehen. Die erste Basiskomponente beschreibt die Kosten (bzw. Nutzenverluste) der Vermeidung von Treibhausgasemissionen, die zweite Basiskomponente stellt die Verbindung zwischen Emissionen, atmosphärischer Konzentration und resultierender Durchschnittstemperatur her, und die dritte Basiskomponente gibt die Schadenskosten in Abhängigkeit von der jeweils realisierten Temperaturveränderung wieder. Begründet wurde diese Modellklasse von NORDHAUS (1994), nach dessen DICE-Modell ein ökonomisch optimaler Anpassungspfad nur äußerst geringfügige Emissionsvermeidungen erfordert. Von Klimaskeptikern (LOMBORG, 2001) werden diese Ergebnisse nach wie vor als normativer Standard der Klimapolitik verstanden, obwohl inzwischen gezeigt werden konnte, dass es bereits durch eine geringfügige Änderung der – keineswegs unumstrittenen – Eingangsparameter, wie insbesondere der Diskontrate und der Schadensfunktion, möglich ist, nahezu jede Klimapolitik im DICE-Modell als „optimal" auszugeben (z. B. MICHAELIS, 1997, S. 45 ff.). Zwar wurde der ursprünglich von NORDHAUS (1994) konzipierte Ansatz eines ökonomisch optimalen Klimapfades zwischenzeitlich methodisch weiterentwickelt und verbessert. Nach wie vor existieren jedoch zahlreiche konzeptionelle Probleme (SCHRÖDER et al., 2002; TOL et al., 2000; RENNINGS und HOHMEYER, 1999), die auch das IPCC veranlasst haben, zu den ökonomischen Berechnungen eines optimalen Klimapfades auf eine äußerst kritische Weise Stellung zu nehmen (IPCC, 2001d, S. 8). Neben der generellen Unsicherheit der in die Berechnungen eingehenden Zusammenhänge und Daten ist insbesondere als problematisch hervorzuheben, dass sowohl in der Modellstruktur als auch in den verwendeten Daten vielfältige normative Vorentscheidungen enthalten sind, die zumeist nicht explizit offen gelegt werden. Auf einige dieser Problembereiche soll im Folgenden besonders eingegangen werden.

522. Die Höhe der verwendeten Diskontrate ist nicht nur im DICE-Modell (vgl. 521), sondern in klimapolitischen Optimierungsmodellen generell von zentraler Bedeutung. Aufgrund der extrem langen Zeiträume, die in solchen Modellen betrachtet werden, kann bereits eine geringfügige Änderung der Diskontrate zu einer gravierenden Verschiebung der jeweiligen Nutzen-Kosten-Relationen führen. Hinzu kommt, dass sich klimapolitische Maßnahmen in der Regel durch eine zeitlich asymmetrische Verteilung von Nutzen und Kosten auszeichnen: Da aufgrund der zugrunde liegenden naturwissenschaftlichen Wirkungsmechanismen mehrere Dekaden vergehen, bis sich der Klimaimpuls steigender Treibhausgaskonzentrationen vollständig in eine entsprechende Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur umgesetzt hat, werden die Nutzen klimapolitischer Maßnahmen zu einem Teil erst weit in der Zukunft wirksam, während die Kosten überwiegend sofort anfallen. Aufgrund dieser Asymmetrie verursacht jede Diskontierung der Nutzen und Kosten klimapolitischer Maßnahmen eine systematische Verzerrung zugunsten einer „laissez-faire"-Politik, die um so stärker ausgeprägt ist, je höher die Diskontrate gewählt wird. In diesem Zusammenhang sei noch einmal auf Kapitel 1 verwiesen, in dem eine differenzierte Anwendung der Diskontierung und eine Diskontrate von 1 % bis 2 % für Zeiträume über 30 Jahren empfohlen wird (vgl. Tz. 15).

523. Erhebliche methodische Probleme bestehen bei der Ermittlung der Schadensfunktion. Denn viele Folgen des Klimawandels lassen sich nur mit großer Unsicherheit abschätzen und beziehen sich auf Güter, die nicht auf Märkten gehandelt werden und somit nicht oder nur partiell monetär bewertet werden können. Neben den direkten Effekten auf Wirtschaftsprozesse, z. B. den langfristigen Konsequenzen eines Verlustes an fruchtbarem Boden, sind auch Faktoren zu berücksichtigen, die die Lebensqualität beeinträchtigen. Dies schließt die Kosten sozialer Veränderungen, beispielsweise infolge umweltbedingter Migration, ein. Diese schwer zu erfassenden und zu monetarisierenden Kosten bleiben in vielen Modellen unberücksichtigt und werden folglich mit Null bilanziert. Durch diese normative Vorentscheidung kommt es zu

einer weiteren Verzerrung zugunsten einer „laissez-faire"-Politik.

524. Besonders gravierend stellt sich das Problem einer Monetarisierung bei Schäden an Leben und Gesundheit. In die diesbezügliche Berechnungen gehen so genannte VOSL-Werte ein („value of a statistical life"), die sich nach der jeweiligen ökonomischen Produktivität der betroffenen Personengruppen bemessen. Für Bewohner von Industrieländern werden hierbei VOSL-Werte von ca. 3,5 Mio. US-Dollar ermittelt, während der VOSL-Wert für Bewohner von Entwicklungsländern wie Indien nur ca. 120 000 US-Dollar beträgt (IPCC, 1996b, S. 196 f.). Solche Berechnungen sind nicht per se unmoralisch. Die Ermittlung des VOSL rekonstruiert implizite monetäre Bewertungen, die in den Sicherheits- und Schutzmaßnahmen verschiedener Länder enthalten sind. Da die diesbezüglichen Standards in armen Ländern niedriger sind als in reichen Ländern, ergeben sich geringere VOSL-Werte. Allerdings können VOSL-Berechnungen nur bis zu dem Urteil führen, dass x Tote in einem bestimmten Land einem monetären Schaden in der Höhe von y US-Dollar gleichkommen. Moralisch fragwürdig ist es, wenn die VOSL-Werte in die Berechnung der globalen Gesamtschäden eingehen. Wenn alle Mortalitätsschäden mit 1 Mio. US-Dollar pro Todesfall berechnet würden, so würde sich der durch den Klimawandel bedingte ökonomische Gesamtschaden der OECD-Länder nur geringfügig verändern, während sich der Schaden der Länder außerhalb der OECD nahezu verdoppeln würde (IPCC, 1996b, S. 197).

525. Auch die Ermittlung der Kosten klimapolitischer Maßnahmen ist mit erheblichen Problemen behaftet (ausführlich MICHAELIS, 1997, S. 31 ff.). So ist es zwar vergleichsweise einfach möglich, die direkten Kosten, die mit den konkreten technologischen Optionen der CO_2-Vermeidung verbunden sind, zu quantifizieren und eine Selektion der kostengünstigsten Maßnahmen zu treffen. Ein solcher „bottom up"-Ansatz vernachlässigt jedoch, dass die praktische Durchsetzung der als vorteilhaft identifizierten Vermeidungsoptionen je nach instrumenteller Ausgestaltung mit spürbaren gesamtwirtschaftlichen Effekten auf Produktion und Beschäftigung einhergehen würde. Diese Rückwirkungen können nur in komplexen Gleichgewichtsmodellen berücksichtigt werden („top down"-Ansatz), die mit erheblichen methodischen Problemen verbunden sind. Hinzu kommt, dass eine ökonomisch rationale Klimapolitik nicht nur auf Vermeidungs-, sondern auch auf Anpassungsmaßnahmen zurückgreifen muss. Damit eröffnet sich jedoch eine zweite Problemebene, denn die Bestimmung des optimalen Mix aus Vermeidungs- und Anpassungsmaßnahmen ist ebenfalls mit zahlreichen Schwierigkeiten verbunden.

526. Besonders zu berücksichtigen ist bei der Bestimmung eines ökonomisch optimalen Klimapfades auch, dass in der Sozialdimension unterschiedliche Gruppen unterschiedlich betroffen und verwundbar sind. Generell kann laut IPCC davon ausgegangen werden, dass die Gefahren für arme Bevölkerungsschichten in so genannten Entwicklungsländern besonders hoch sind. Die Ungleichheiten in Bezug auf den Zugang zu medizinischer Versorgung, sauberem Trinkwasser und preiswerter Nahrung werden sich verstärken (IPCC, 2001c, S. 7). Es gilt als wahrscheinlich, dass die massivsten Schäden in den Weltregionen auftreten werden, deren Bewohner kaum etwas zur Verursachung des Problems beigetragen haben (semiaride Zonen in Afrika und Asien, Küstengebiete in Asien, ozeanische Inseln und andere). Die von den Auswirkungen des Klimawandels besonders bedrohten Länder sind ökonomisch, institutionell, sozial und ökologisch verwundbarer als die Industrieländer, da sie über weitaus geringere technische und finanzielle Möglichkeiten zur Vorsorge und zur Anpassung verfügen. Die Verwundbarkeit der Hauptverursacher, d. h. der Industrienationen, ist, wenn man vom Risiko einer Abschwächung des Golfstroms absieht (Tz. 421), insgesamt geringer, ihre Anpassungsfähigkeit hingegen aufgrund der Kapitalausstattung, der institutionellen Rahmenbedingungen und des technologischen Niveaus höher. Sofern man davon ausgeht, dass wohlhabende Verursacher eines Risikos die erwartbaren Schäden nicht auf schwächere Gruppen abwälzen dürfen, die zur Entstehung des Problems kaum beigetragen haben, sind hiermit elementare Gerechtigkeitsfragen aufgeworfen. Diese normativen Fragen werden häufig ausgeblendet. Hierfür ein markantes Beispiel: *„In estimating the efficient path of capital accumulation and emission reduction, we use (...) the following assumptions. The different regions of the world are aggregated together and we analyze the optimal policy for the average individual. Clearly, this assumption misses much of the current dilemma and debate between developed and poor countries, and it also averages out the losers and the winners from climate change"* (NORDHAUS, 1994, S. 235).

527. Angesichts der aufgezeigten Probleme sind aus der Sicht des Umweltrates über eine optimale Klimapolitik keine belastbaren Aussagen möglich. In der neueren Literatur ist die Einsicht in die ökonomischen Ungewissheiten und die Skepsis gegenüber der Berechenbarkeit eines optimalen Klimapfades angewachsen (SCHRÖDER et al., 2002; MICHAELIS, 1997; ROHNER und EDENHOFER, 1996). Das Problem der naturwissenschaftlichen Ungewissheiten, auf das sich die Klimadiskussion lange Zeit konzentriert hat, könnte angesichts der Erkenntnisfortschritte in den Naturwissenschaften mittelfristig sogar leichter lösbar sein als das der ökonomischen Ungewissheiten. Vom IPCC wird vielen ökonomischen Prognosen ein niedriges Vertrauensniveau („low confidence level") zugeordnet (IPCC, 2001d, S. 8). Das IPCC distanziert sich von der Idee eines optimalen Klimapfades und wählt einen konzeptionell breiter angelegten Ansatz, der Fragen der Technologiepolitik, Konzepte nachhaltiger Entwicklung, kulturelle Werte, Lebensstile und Gerechtigkeitsaspekte berücksichtigt (ausführlich IPCC, 2001b).

528. Die genannten Schwierigkeiten der Berechnung eines optimalen Klimapfades legen aus der Sicht des Umweltrates folgendes Fazit nahe: Die Ökonomik kann eine Modellstruktur optimaler Klimapolitik theoretisch postulieren. Der gesuchte optimale Klimapfad ist jedoch aufgrund vieler Faktoren entweder zur Zeit nicht bestimmt

oder aber könnte sich als prinzipiell unbestimmbar erweisen. Eine Ableitung von klimapolitischen Empfehlungen aus derart fragwürdigen Optimierungskalkülen ist aus der Sicht des Umweltrates abzulehnen.

3.2.1.3.2 Zur Festlegung klimapolitischer Ziele

529. Artikel 2 der UN-Klimarahmenkonvention (FCCC) fordert eine Stabilisierung der Treibhausgase in der Atmosphäre auf einem Niveau, das gefährliche menschliche Eingriffe in das Klimasystem verhindert bzw. ihnen vorbeugt *(„(...) at a level that would prevent dangerous anthropogenic interference with climate system“)* (FCCC, 1992, S. 256). Das IPCC betont, dass die Interpretation dieses Artikels im Sinne der Festlegung eines Stabilisierungsniveaus eine Wertentscheidung darstellt (IPCC, 2001c, S. 1; ähnlich NRC, 2001).

Jedes Stabilisierungsziel verlangt, dass ab einem bestimmten Zeitpunkt die Emissionen auf das Niveau der natürlichen oder vom Menschen produzierten semi-natürlichen Senken reduziert werden müssen (IPCC, 2001a, S. 224). Die Berechnungen des IPCC ergeben, dass eine Stabilisierung bei 450 ppmv CO_2 die Senkung der globalen Emissionen deutlich unter die Emissionen des Jahres 1990 innerhalb weniger Jahrzehnte erfordert. Bei einem gewählten Stabilisierungsniveau von 650 ppmv muss dieses Ziel innerhalb eines Jahrhunderts erreicht werden. Nur wenn man ein Ziel von 1 000 ppmv CO_2 für akzeptabel hielte, wären die Emissionen erst sehr spät zu drosseln (IPCC, 2001a, S. 224).

530. Im so genannten Leitplankenansatz („tolerable window approach“; TWA) werden maximal tolerierbare Grenzen der Erderwärmung festgelegt. Anschließend werden Klimaschutzstrategien hieran gemessen. Die Leitplanken ihrerseits werden ermittelt, indem von unakzeptablen Risiken mithilfe von Modellen auf die maximale Höhe der Treibhausgaskonzentrationen sowie der Emissionen gefolgert wird. Es wird somit von Wirkungen, die vermieden werden sollen, auf notwendige Veränderungen der ursächlich wirksamen Faktoren rückgeschlossen. Des Weiteren werden Grenzen der für ökonomisch zumutbar gehaltenen Emissionsreduktionen festgelegt. Es lassen sich anschließend Emissionskorridore ermitteln, deren Grenzen das „Klimafenster“ ergeben. In Abhängigkeit der gewählten Prämissen erweitern oder verengen sich diese Emissionskorridore und damit auch die Anforderungen an eine dem gewählten Ansatz entsprechende globale Klimaschutzstrategie.

Die Leitplanken lassen sich nicht rein naturwissenschaftlich ableiten, sondern gründen in normativen Prämissen über Risiken, die man zukünftigen Generationen glaubt zumuten zu dürfen. Die Frage nach der Vertretbarkeit dieser Risiken führt zu der Frage, auf welchem Niveau die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre innerhalb welches Zeitraumes stabilisiert werden sollte. Jede plausible Obergrenze an Treibhausgaskonzentrationen kann im Lichte einer verbesserten wissenschaftlichen Informationsbasis nach oben oder nach unten korrigiert werden. Dieser prinzipiellen Reversibilität jeder Festlegung in beide Richtungen korrespondiert eine pragmatische Asymmetrie hinsichtlich der Korrekturmöglichkeiten. Wählt man ein hohes Stabilisierungsniveau und erkennt später, dass man dieses Niveau nach unten korrigieren müsste, so ist dies politisch und ökonomisch schwerer zu realisieren als das Umgekehrte. Insofern empfiehlt sich im Lichte des Vorsichtsprinzips („precautionary principle“) eine eher niedrig angesetzte Obergrenze. Festzuhalten ist auch, dass die Obergrenze keinen anzustrebenden Zustand, sondern ein allenfalls noch zu tolerierendes Maximum angibt.

531. Was die maximale Obergrenze an Treibhausgaskonzentrationen betrifft, so haben sich die in der Literatur genannten Werte einander angenähert. Häufig wird eine Verdopplung der vorindustriellen CO_2-Konzentrationen (etwa 560 ppmv) als Obergrenze genannt. Als Begründung für diesen Wert wird angeführt, dass die Risiken oberhalb dieser Grenze nicht mehr seriös abgeschätzt und katastrophale Ereignisse (Tz. 415, 417 ff.) nicht ausgeschlossen werden können. Das Europäische Parlament nennt 550 ppmv CO_2-Äquivalente als maximal tolerierbare Obergrenze (Europaen Parliament, 1998, Punkt 2).

Das Londoner „Global Commons Institute“ empfiehlt einen Wert von 350 ppmv CO_2-Konzentration, also einen Wert unterhalb der gegenwärtigen Konzentration, und sieht 450 ppmv CO_2 als äußerste tolerable Obergrenze an (MEYER, 1999). Eine CO_2-Stabilisierung auf gegenwärtigem Niveau (370 ppmv) erscheint unrealistisch, da sie ein in Kürze zu erreichendes und dauerhaft zu sicherndes Gleichgewicht zwischen Emissionen und Absorptionskapazitäten, mithin eine sofortige drastische Reduktion der globalen Emissionen erfordern würde. Stabilisierungsziele in diesem Bereich erscheinen mit Blick auf die Zunahme der Weltbevölkerung und der voranschreitenden Industrialisierung in bevölkerungsreichen Ländern kaum erreichbar. Auch die Emissionsentwicklung in den Industrieländern bietet keinen Anlass für den Glauben an die Erreichbarkeit dieser Ziele. Eine realistische Position könnte darin bestehen, dass der Mittelwert zwischen dem von vielen Naturwissenschaftlern geforderten und zweifellos wünschenswerten Wert von maximal 450 ppmv CO_2 und dem von vielen Politikern als tolerierbar betrachteten doppelten Wert der vorindustriellen Konzentrationen (560 ppmv CO_2) gebildet, und leicht gerundet auf 500 ppmv CO_2, als obere Leitplanke gewählt wird. Bei diesem Stabilisierungsziel dürfen die globalen Emissionen das Niveau von 1990 nicht für längere Zeit (ca. 20 bis 30 Jahre) nennenswert überschreiten und müssen nach 2050 gegenüber 1990 abgesenkt werden. Angesichts der beobachtbaren Zuwächse in den meisten Ländern verlangt dieses Ziel, sofern man den Entwicklungsländern weitere Emissionszuwächse zubilligt, eine drastische Reduktionspolitik für die Industrieländer, die sofort eingeleitet und kontinuierlich über mehrere Jahrzehnte hinweg fortgesetzt werden müsste. Das langfristige Ziel (bis zum Jahr 2100) sollte sein, die globalen Emissionen gegenüber dem Referenzjahr 1990 in etwa zu halbieren (SCHÖNWIESE, 1996, S. 30).

532. Das anzustrebende Stabilisierungsniveau wird in der Klimarahmenkonvention im Hinblick auf die Anpassungsfähigkeit von Ökosystemen definiert: *„Such a level should be achieved within a time frame sufficient to allow ecosystems to adapt naturally to climate change, to ensure that food production is not threatened and to enable economic development to proceed in a sustainable manner"* (FCCC, 1992, Artikel 2). Daher muss die Geschwindigkeit des Klimawandels verlangsamt werden. In der Literatur wurde lange Zeit mehrheitlich der Maximalwert von 0,1°C Temperaturerhöhung pro Dekade vertreten. Mittlerweile werden häufig auch 0,2°C genannt, da eine Begrenzung auf 0,1°C kaum noch realisierbar erscheint. Werte oberhalb von 0,1°C pro Jahrzehnt stellen insofern bereits Konzessionen an die Realität der Emissionsentwicklung der zurückliegenden Jahre dar und erscheinen aus ökologischer Sicht überhöht. Aus der Sicht des Umweltrates wäre der Richtwert von 0,1°C wünschenswert; die Überschreitung eines Wertes von 0,2°C pro Dekade sollte unbedingt vermieden werden.

533. Der Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU) hat folgende Leitplanken formuliert, die aus seiner Sicht zur Grundlage einer globalen Klimaschutzstrategie dienen können: Die maximale Erderwärmung soll auf 2°C begrenzt und eine Erwärmungsrate von mehr als 0,2°C pro Dekade vermieden werden (WBGU, 2001, S. 8). Berechnungen des „Potsdamer Instituts für Klimafolgenforschung" (PIK) ergaben, dass bei der Wahl eines Klimafensters, in dem die maximale Erderwärmung auf 2°C, die maximale Steigerung der Temperatur auf 0,2°C pro Dekade und die maximale Reduktion der Treibhausgase in den Industrieländern auf 2 % pro Jahr festgelegt wird, spätestens in 15 Jahren damit begonnen werden muss, die globalen Emissionen zu senken (zur Berechnung s. PETSCHEL-HELD et al., 1999 sowie SCHRÖDER et al., 2002, Kapitel 1.2). Alle an Leitplanken orientierten Berechnungen stimmen dahin gehend überein, dass eine baldige Trendwende bei den globalen Emissionen unerlässlich ist.

3.2.1.3.3 Lastenverteilung

534. Jede Obergrenze an atmosphärischen Treibhausgaskonzentrationen verknappt die Speicherressource „Atmosphäre" und limitiert dadurch die Menge der global zulässigen Treibhausgasemissionen. Das verbleibende Emissionsbudget gilt es zu verteilen. Das damit gegebene Verteilungsproblem wirft Fragen nach der Verteilung der Reduktionslasten („burden sharing"), nach der primären Allokation von Emissionsberechtigungen und nach den hierbei zu wählenden normativen Grundsätzen und Kriterien auf.

Artikel 3 Abs. 1 der Klimarahmenkonvention legt fest, dass das Klimasystem zu schützen sei *„on the basis of equity and in accordance with (...) common, but differentiated responsibilities and respective capabilities"* (FCCC, 1992, S. 256). Fragen einer gerechten Verteilung von Belastungen spielen eine kaum zu unterschätzende, wenngleich eher hintergründige Rolle in den internationalen Klimaverhandlungen. Ohne eine allgemein akzeptable Lösung wird die Einbindung der Entwicklungsländer in ein langfristiges Klimaregime kaum möglich sein. Bislang ist allerdings nicht zu erkennen, dass ein einziges Kriterium oder eine gewichtete Kombination von Kriterien in Verhandlungen konsensfähig sein könnte.

535. Das IPCC befasst sich mit unterschiedlichen Kriterien der Verteilung von Emissionsberechtigungen (IPCC, 2001b, S. 668 ff. mit insgesamt 13 Kriterien). Im Mittelpunkt der Diskussion stehen die nachfolgend aufgelisteten normativen Grundsätze („principles") der primären Allokation von Emissionsberechtigungen (RAYNER et al., 1999; SCHRÖDER et al., 2002, Kapitel 1.4 m. w. N.):

- „grandfathering" = Berücksichtigung des Status quo
- „squatter's right" = Aneignung eines herrenlosen Gutes
- „basic needs" = Berücksichtigung primärer Bedürfnisse
- „rawlsian principles" = Besserstellung der Armen (RAWLS, 1971)
- „polluter pays" = Verursacherprinzip
- „historical responsibility" = Verantwortung für vergangene Emissionen
- „proportionality principles" = Verhältnismäßigkeit, Angemessenheit
- „egalitarianism" = pro-Kopf-Verteilung
- „comparable burden and ability to pay" = ökonomische Leistungsfähigkeit

536. Hinsichtlich des Umgangs mit diesen Kriterien konkurrieren zwei Positionen. Die erste Position begnügt sich damit, die verschiedenen Kriterien aufzulisten und die ökonomischen Konsequenzen der Wahl einzelner Kriterien zu analysieren. Die Frage nach den „moralisch besseren" Kriterien gilt als letztlich nicht beantwortbar. Es wird unterstellt, dass sich über Grundfragen der Gerechtigkeit keine Einigung erzielen lasse, da Auffassungen über Gerechtigkeit kulturrelativ seien. Diese begründungsskeptische und kulturrelativistische Position erlaubt es jedem klimapolitischen Akteur, in Verhandlungen diejenigen Kriterien als Gerechtigkeitskriterien zu vertreten, die seinen ökonomischen oder politischen Interessen entsprechen. Er darf dann von anderen Akteuren letztlich nichts anderes erwarten. Dies macht jede ernsthafte Debatte von vornherein zunichte. Die zweite Position widmet sich der Frage nach der möglichen Rechtfertigung einzelner Kriterien. Das IPCC neigt der von RAYNER et al. (1999) vertretenen kulturrelativistischen Position zu (IPCC, 2001b, S. 670). Aus Sicht des IPCC bestehen kaum Aussichten, einen globalen Konsens über ein oberstes Prinzip distributiver Gerechtigkeit zu erzielen. Problematisch an den Ausführung des IPCC ist vor allem, dass vor dem Hintergrund einer kulturrelativistischen Prämisse die genannten Kriterien nicht mehr als Gerechtigkeitskriterien, sondern nur noch als Verhandlungsprinzipien („negotiating principles"), also mit Blick auf ihre

mögliche Rolle in Verhandlungsprozessen, verstanden werden können, die im Zeichen strategischer Interessenverfolgung souveräner Nationen stehen. Aufgrund dessen sind die Ausführungen im neuen IPCC-Bericht zu Gerechtigkeitskriterien gegenüber der früheren Behandlung des Equity-Problems (IPCC, 1996b, S. 83 ff.) nicht weiterführend und insgesamt unbefriedigend (insbesondere IPCC, 2001b, S. 672 f.).

537. Eine Ausrichtung der Allokation von zukünftigen Emissionsrechten an bestehenden Emissionsprofilen („grandfathering") kann im globalen Zusammenhang kaum als gerecht bezeichnet werden. Die faktischen Emissionen in Geschichte und Gegenwart können keinen Rechtsanspruch auf eine Privilegierung bei der Zuteilung von Emissionslizenzen begründen. Die Nutzung der Atmosphäre als Speicher für Treibhausgase stellt nicht die Aneignung eines herrenlosen, sondern die Nutzung eines kollektiven Gutes dar („common pool good"). Aus diesem Grund sind auch „squatter's-rights"-Grundsätze abzulehnen.

Eine „basic-need"-Position erklärt die Emissionen für rechtens, ohne die ein menschenwürdiges Überleben und eine aktive Teilnahme am gesellschaftlich-kulturellen Leben nicht möglich ist. Für dieses Kriterium ist die Unterscheidung zwischen „subsistence emissions" und „luxury emissions" zentral. Danach wären beispielsweise die Methanemissionen, die beim Reisanbau freigesetzt werden, anders zu bewerten als die der Rinderzucht. Ein Kriterium, das grundlegenderen Bedürfnissen Vorrang einräumt, hat intuitive Plausibilität. Die Anwendung des Kriteriums bereitet allerdings Schwierigkeiten, da ein Konsens über die Dringlichkeit von Bedürfnissen und die Legitimität von Arten, sie zu befriedigen, schwer zu erzielen ist.

Ein an JOHN RAWLS (1971) orientierter Ansatz akzeptiert das Fortbestehen von Ungleichheiten nur unter der Bedingung, dass diese dem Wohle aller und insbesondere der bisher Schlechtestgestellten förderlich sind (so genannte Differenzprinzip). Danach gilt keine Allokation als gerecht, durch die sich die Situation der ökonomisch Benachteiligten weiter verschlechtert. Aus dem Differenzprinzip folgt eine Bevorzugung der Entwicklungsländer mit ihrer vergleichsweise geringen historischen Verantwortung und ihrer hohen Vulnerabilität. Jede primäre Allokation von Emissionsberechtigungen muss gemäß diesem Kriterium eine Besserstellung der Entwicklungsländer gegenüber dem Status quo bewirken. Dieses Kriterium findet in der Literatur breite Zustimmung, da es sich nicht nur aus den Grundannahmen der Rawlsschen Gerechtigkeitstheorie ergibt, sondern auch verbreiteten Überzeugungen entspricht (LEMONS et al., 1995, S. 142; GRUBB et al., 1992, S. 313; SHUE, 1991, S. 397).

Proportionalitätskriterien und die Anerkennung einer politischen Verantwortung für die gegenwärtigen sowie für die vergangenen Emissionen einer Gesellschaft („polluter-pays", „historical responsibilities") orientieren sich wesentlich an dem Grundsatz, dass die für den anthropogenen Klimawandel Hauptverantwortlichen, d. h. die Industrieländer, auch die größten Beiträge zum Klimaschutz leisten sollten. Dieses Kriterium entspricht dem Grundsatz der Klimarahmenkonvention, der die gemeinsamen, aber unterschiedlichen Verantwortlichkeiten betont („common but differentiated responsibilities"). Ob, und wenn ja, wie die historischen Emissionen in die Festlegung der primären Allokation einzubeziehen sind, ist allerdings umstritten, da aus der faktischen kausalen Verantwortung für diese Emissionen nicht ohne weiteres auf eine moralische Verantwortlichkeit gefolgert werden kann (zu dieser Problematik s. SMITH, 1996). Rechnet man beispielsweise unter einem Egalitätskriterium die historischen Emissionen auf das globale CO_2-Budget an, so ergibt sich, dass die Industrieländer das ihnen zustehende Kontingent bereits weitgehend ausgeschöpft haben. Die volle Anrechnung der historischen Emissionen erscheint daher politisch und ökonomisch unzumutbar. Gleichwohl sollten diese Emissionen nicht einfach als irrelevant für heutige Verteilungsfragen angesehen werden. Daher wird geltend gemacht (BENESTAD, 1994), dass aufgrund der historischen Emissionsprofile den Industrieländern zumindest eine generelle Bereitschaft zur Reduktion ihrer Emissionen und zur Unterstützung der Entwicklungsländer abverlangt werden könne.

538. Die Auffassung, dass über die Zeit hinweg annähernd gleiche Pro-Kopf-Emissionen anzustreben sind („Egalitarismus"), wird in der Literatur häufig vertreten (SAGAR, 2000; BYRNE et al., 1998; KVERNDOKK, 1995; BENESTAD, 1994; GRÜBLER und NAKICENOVIC, 1994; GRUBB et al., 1992; FUJII, 1990). Autoren aus den Ländern des Südens vertreten durchgängig egalitaristische Positionen (beispielsweise SHUKLA, 1999; AGARWAL und NARAIN, 1991). Auch der WBGU versteht den Ansatz gleicher Pro-Kopf-Emissionen als grundlegendes Gerechtigkeitsprinzip (WBGU, 2001, S. 8). Ein egalitaristisches Kriterium begünstigt Länder mit hoher Bevölkerung und niedrigen Pro-Kopf-Emissionen. Von allen Kriterien erlegt es den Industrieländern die größten ökonomischen Belastungen auf (IPCC, 2001b, S. 671).

Von den Vertretern egalitaristischer Positionen wird argumentiert, dass es keinen moralisch einsichtigen Grund gebe, einige Personen hinsichtlich der Nutzung eines globalen kollektiven Gutes gegenüber anderen Personen zu privilegieren. Das Argument verknüpft allgemein anerkannte Gleichheitsgrundsätze mit Annahmen über die Natur des zu verteilenden Gutes als ein „common pool good" und mit einer Begründungslast zugunsten des Egalitarismus.

539. Gegen eine Allokation gemäß egalitaristischen Grundsätzen werden folgende Argumente vorgebracht (z. B. ALDY et al., 2001; BECKERMAN und PASEK, 1995; KVERNDOKK, 1995, S. 140 f.)

1. Sie ignoriert alle geographischen, klimatischen und kulturellen Gegebenheiten und ist „abstrakt moralistisch".

2. Sie enthält einen Anreiz zum weiteren Wachstum der Bevölkerung in den Entwicklungsländern.

3. Sie impliziert ein Anrecht auf „schmutzige“ Entwicklungspfade.
4. Sie begünstigt Staaten, die in anderen Kontexten die Rechte des Individuums gering schätzen. Sie ist im Prinzip individualistisch, in der Praxis jedoch etatistisch, da es Staaten sind, die Emissionslizenzen erhalten. Diese können aus Gründen nationaler Souveränität nicht verpflichtet werden, diese Gelder in bestimmte Sektoren zu investieren.
5. Sie ist aufgrund der ökonomischen Konsequenzen für die Industrienationen nicht verhandlungsfähig und demzufolge politisch kontraproduktiv.

Diese Argumente sind gewichtig genug, um eine primäre Allokation abzulehnen, die sich ausschließlich an diesem Kriterium orientiert. Es wäre aus der Sicht des Umweltrates daher verfehlt, das egalitaristische Kriterium zu verabsolutieren. Eine grundsätzliche Legitimität des Egalitarismus ist gleichwohl schwer zu bestreiten. Eine die unterschiedlichen geographischen und historischen Realitäten berücksichtigende – und insofern um einen Korrekturfaktor ergänzte (hierzu BENESTAD, 1994) – Pro-Kopf-Gleichverteilung sollte als ein anzustrebendes Fernziel betrachtet werden. Für diese Position hat sich auch das Europäische Parlament ausgesprochen (Europaen Parliament, 1998). Die Schwierigkeiten, einen Korrekturfaktor objektiv zu ermitteln, sind kein prinzipieller Einwand gegen den Egalitarismus. In der Übergangszeit können und müssen andere Kriterien wie etwa das Differenzprinzip, Proportionalitätsansätze oder Ansätze zur Minimierung von Wohlfahrtsverlusten Berücksichtigung finden. Ein solcher, mehrere Kriterien berücksichtigender Ansatz sollte aus der Sicht des Umweltrates das Egalitätsprinzip beinhalten, aber durch flankierende Kriterien zum einen die argumentativen Schwächen des Egalitarismus ausgleichen und zum anderen die ökonomischen Härten abmildern, die der Egalitarismus für die Industrienationen mit sich bringt. Das Gewicht anderer Kriterien bei der Bestimmung der Emissionsrechte könnte mit der Zeit zugunsten egalitaristischer Elemente verschoben werden. Das am *Global Commons Institute* (London) erarbeitete Konzept von „contraction and convergence“ (MEYER, 1999 m. w. N.) beschreibt diesen möglichen langfristigen Prozess in seinen Grundzügen. Während die vorgeschlagene Obergrenze von 500 ppmv CO_2 die Begrenzung („contraction“) bestimmt, ist unter dem Aspekt der Verteilung der Egalitarismus („convergence“) das langfristig anzustrebende Ideal. Dieses klimapolitische Langfristkonzept ist mit der Grundkonzeption dauerhaft-umweltgerechter Entwicklung in ökologischer und in sozialer Hinsicht am ehesten vereinbar. Die Bundesregierung sollte daher in den internationalen Klimaverhandlungen die Bestrebungen und Vorschläge unterstützen, die diesem Konzept entsprechen.

3.2.1.3.4 Empfehlungen hinsichtlich einer langfristigen Zielformulierung der Klimaschutzpolitik

540. Der Umweltrat empfiehlt, die internationale Klimaschutzpolitik an der Zielsetzung zu orientieren, eine CO_2-Konzentration von 500 ppmv auch langfristig nicht zu überschreiten. Die Verpflichtungen des Kyoto-Protokolls sind vor diesem Hintergrund nur als Einstieg in eine langfristige Reduktionspolitik zu verstehen. In der Frage der Lastenverteilung zwischen Industrieländern und Entwicklungsländern sollte sich die deutsche Politik von einem durch Anerkennung zeitlicher Anpassungsspielräume gemäßigten Egalitarismus („contraction and convergence“) leiten lassen.

Der Umweltrat bedauert in diesem Zusammenhang, dass ein zentrales Ziel des Kommissionsentwurfes einer EU-Nachhaltigkeitsstrategie (vgl. Abschn. 3.1.1.2, Tabelle 3.1.1-1), nämlich eine weitere Reduktion der Treibhausgasemissionen um jährlich 1 % bis 2020 nach Ablauf der ersten Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls, vom Europäischen Rat in Göteborg nicht übernommen wurde. Positiv ist zu erwähnen, dass sich das Europäische Parlament im Januar 2002 für das Ziel einer Verminderung um jährlich 1 % bis zum Jahr 2020 (bezogen auf das Jahr 1990) ausgesprochen hat. In der deutschen Klimapolitik wird mittlerweile vielfach von einem Verminderungsziel von 40 % bis 2020 gesprochen (Nachhaltigkeitsrat, 2001, Abschn. 3.2.1.2.6.1). Dieses entspräche einer Fortschreibung des deutschen 25 %-Ziels ebenfalls um jährlich 1 % bis zum Jahre 2020. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, offiziell das 25 %-Ziel für 2005 durch dieses Mittelfristziel zu ergänzen. Dieses Ziel von 40 % bis 2020 steht im Einklang mit einem verteilungsgerechten und realisierbaren Reduktionspfad. Es erhöht die Realisierbarkeit eines ehrgeizigen europäischen Klimaschutzziels und damit die Chancen, andere EU-Staaten in eine gemeinsame Reduktionspolitik einzubinden.

3.2.2 Immissionsschutz

3.2.2.1 Feinstäube

3.2.2.1.1 Umweltrelevanz

541. In den letzten Jahren konnte die Luftgüte in Deutschland deutlich verbessert werden. Trotz der Fortschritte werden in Zukunft weiterhin gesundheitliche Risiken – verursacht durch die Luftverunreinigung mit Schadstoffen – existieren. Dies gilt insbesondere für Regionen mit starker Verkehrsbelastung oder erheblicher Konzentration von Industrie und Gewerbe. Handlungsbedarf besteht auch hinsichtlich der Verbesserung von Datengrundlagen sowie der Vorgehensweisen bei der Beurteilung von Belastungen. So müssen Belastungsprofile in ländlichen und städtischen Regionen unterschiedlich gewichtet werden. Die Luftgüte eines Ortes wird stark durch das Klima und die Topografie einer Region beeinflusst. Dies muss daher bei Berechnungen entsprechend berücksichtigt werden.

Im Hinblick auf die Luftreinhaltung wird zurzeit insbesondere in westlichen Ländern das Problem der Feinstaubemissionen diskutiert. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2000), die EU-Kommission (KOM(2001)245) sowie der National Research Council und die Umwelt-

behörde der USA (US-EPA, 2001) stellen die Feinstäube als eines der gegenwärtig vorrangigen umwelthygienischen Schwerpunktthemen in Europa und den USA heraus. Auch der Umweltrat hat in der Vergangenheit mehrfach auf das Problem des Dieselrußes und der Feinstäube hingewiesen (SRU, 1994, Tz. 677 ff. und SRU, 2000, Tz. 786, 808, 1016, 1024). In Deutschland wurde den Partikelimmissionen bislang jedoch weniger Aufmerksamkeit gewidmet.

542. Unter Partikeln werden in Dispersion auftretende kleine Teilchen verstanden, die mit der Luft verbreitet werden. Feststoffpartikel werden als Stäube bezeichnet, aber auch Gase und Flüssigkeiten können in der freien Atmosphäre zu Partikeln (Sekundärpartikel) koagulieren. Partikel stammen aus natürlichen Quellen (marine Aerosole, geogene Mineralstäube und Bioaerosole) und einer Reihe anthropogener Quellen. Partikel werden anhand ihres Durchmessers voneinander unterschieden, der als messbare Größe genutzt wird.

Folgende Definitionen werden verwendet:

– Der Gesamtschwebstaub (*Total Suspended Particulates,* TSP) umfasst bei der derzeitigen Messung mittels Beta-Absorption Partikel mit einem Durchmesser unter 15 µm. Bei älteren gravimetrischen Messungen reichte der Partikeldurchmesser bis 35 µm.

– Grobe Partikel umfassen den Größenbereich von 2,5 bis 100 µm.

– Der inhalierbare Schwebstaub umfasst Partikel unter 10 µm (PM_{10}).

– Der lungengängige Schwebstaub umfasst Partikel unter 2,5 µm ($PM_{2,5}$). Er wird auch als Feinstaub bezeichnet.

– Die ultrafeinen Partikel umfassen Teilchen unter 0,1 µm.

543. Diese Partikelsysteme sind nicht statisch, sondern es kommt bei ihnen fortlaufend zu Umwandlungen. Ultrafeine Partikel können unter anderem aufgrund ihrer hohen Eigenbeweglichkeit miteinander koagulieren, sodass es zur Bildung von größeren Teilchen kommt (Abbildung 3.2 2-1).

544. Die Lebensdauer der ultrafeinen Partikel beträgt in Abhängigkeit von der Aerosolkonzentration und den thermodynamischen Bedingungen nur Bruchteile von Sekunden bis zu wenigen Stunden. Haben die Teilchen einen Durchmesser von mehr als 0,1 µm erreicht, nimmt ihre Diffusionsgeschwindigkeit ab, sodass sich ihre Lebensdauer in der Luft bis auf mehrere Wochen verlängern kann. Diesen Bereich relativer Stabilität mit Partikeldurchmessern von 0,1 µm bis 1 µm bezeichnet man als den Akkumulationsmodus, in dem diese feinen Partikel über große Strecken (bis zu mehreren 1 000 km) transportiert werden können. Zur Auswaschung der Partikel aus der Atmosphäre führen vor allem Wolkenbildung und Regen, jedoch können sie auch trocken deponiert werden.

Ultrafeine Partikel werden in Gegenwart von feinen und groben Partikeln adsorbiert *(scavenging effect).* Insgesamt hat die Reduktion größerer Partikel durch Luftreinhaltemaßnahmen möglicherweise dazu geführt, dass der früher sehr effektive *scavenging effect* heute einen geringeren Einfluss hat. Dadurch ist verständlich, dass die Konzentration ultrafeiner Partikel in der Umwelt relativ angestiegen ist, selbst wenn gegenwärtig nicht mehr ultrafeine Partikel emittiert werden (Tz. 549).

545. Partikel unterscheiden sich nicht nur in ihrem Durchmesser, sondern auch in ihrer chemischen Zusammensetzung und ihrer Oberflächenstruktur. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften wirken sich sowohl auf die Transmission (Verbreitung und Umwandlung in der Umwelt) als auch auf die Immission aus. Sie beeinflussen somit den Transport von Partikeln, deren atmosphärische Verweildauer sowie Deposition in der Umwelt und Aufnahme in die Lunge.

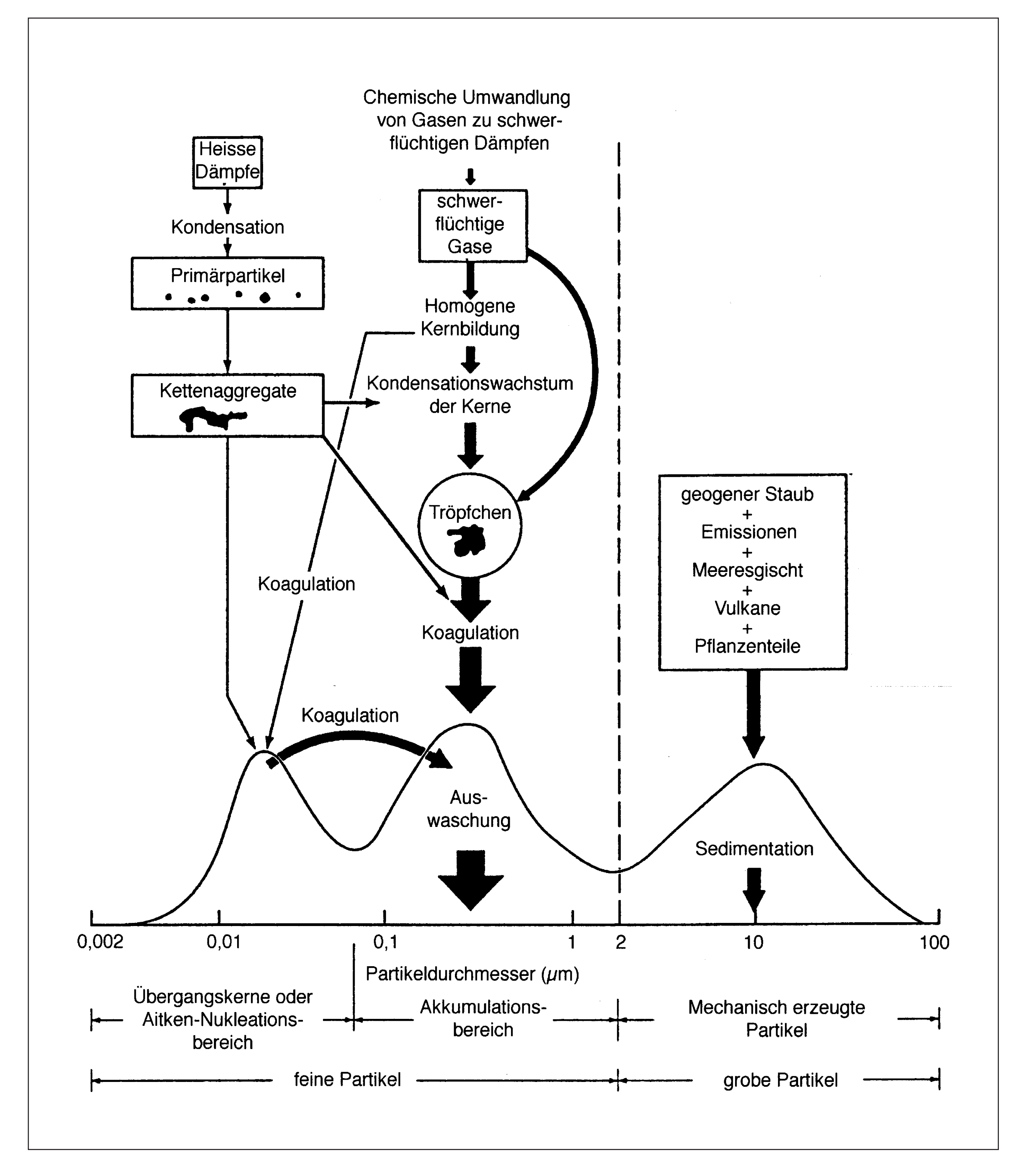
Der Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI, 2000) geht davon aus, dass der Straßenverkehr mit ca. 45 % bis 65 % an den in Verkehrsnähe auftretenden PM_{10}-Spitzenbelastungen beteiligt ist. In Städten geht ein Drittel der PM_{10}-Masse auf Sekundäraerosole zurück, die aus dem Ferntransport stammen (ABRAHAM et al., 2000). Eine weiterreichende Quellenzuordnung des PM_{10}-Schwebstaubes in stadtnahen (verkehrsreichen) und ländlichen Regionen wurde erstmals in der Schweiz vorgenommen. Dies geschah mittels einer aufwändigen Charakterisierung von Inhaltsstoffen (HÜGLIN und GEHRIG, 2000). Während Schwebstaubemissionen, die aus dem Verkehr stammen, in Zürich-Wiedikon über 60 % ausmachen, spielen diese im ländlichen Chaumont praktisch keine Rolle (s. Abbildung 3.2.2-2).

546. Neben der Schweiz hat auch Schweden erste aufwändige Programme zur Messung der Feinstäube in verschiedenen Landesteilen durchgeführt, wobei nicht nur das Größenspektrum und die zeitliche Entwicklung, sondern auch die jeweiligen Quellen erfasst wurden (ARESKOUG et al., 2001). Auch hier konnten in stadtnahen, verkehrsreichen Lagen wesentlich höhere Mittel- und Spitzenwerte der PM_{10}-Immissionen als in den ländlichen Regionen festgestellt werden. Bei den städtischen, verkehrsreichen Stationen wurden deutliche Tages- und Jahresgänge der PM_{10}-Immissionen nachgewiesen. Höchste PM_{10}-Monatsmittelwerte wurden an den verkehrsnahen Stationen in den Monaten Februar bis April gemessen. Die Tages- und Jahresgänge können zum Teil auf die vermehrte Resuspension (Wiederverwirbelung) von Straßenstäuben, Reifenabrieb und Streumittel aufgrund trocknender Straßen (z. B. im Frühling) und vermehrter Turbulenz zurückgeführt werden.

547. Seit einiger Zeit hat neben den PM_{10}-Partikeln die lungengängige Partikelfraktion < 2,5 µm ($PM_{2,5}$) großes wissenschaftliches Interesse erlangt. Die Einführung von deutschen und EU-weiten Grenzwerten auch für diese umweltmedizinisch relevante Fraktion wird derzeit diskutiert.

Abbildung 3.2.2-1

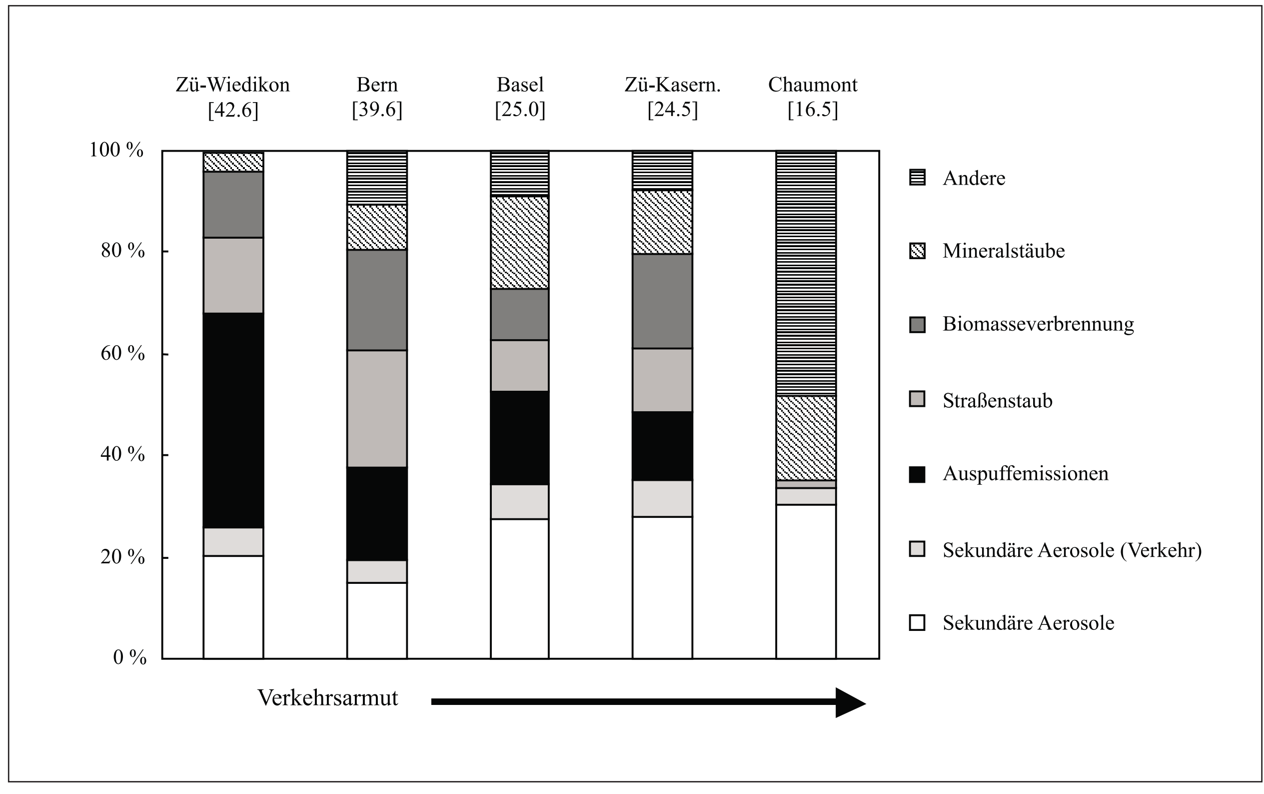
Schematische Darstellung der Koagulationsprozesse beim Schwebstaub



Quelle: nach SPENGLER et al., 1997

Abbildung 3.2.2-2

Quellenzuordnung der PM_{10}-Schwebstäube an fünf schweizerischen Stationen



Von links nach rechts: Abnahme der Verkehrsintensität von Stadt zu Land. Die Zahlen in Klammern geben die mittleren PM_{10}-Konzentrationen in µg m^{-3} wieder und bestätigen die in verkehrsnahen Bereichen höheren PM_{10}-Konzentrationen. Daten zusammengefasst

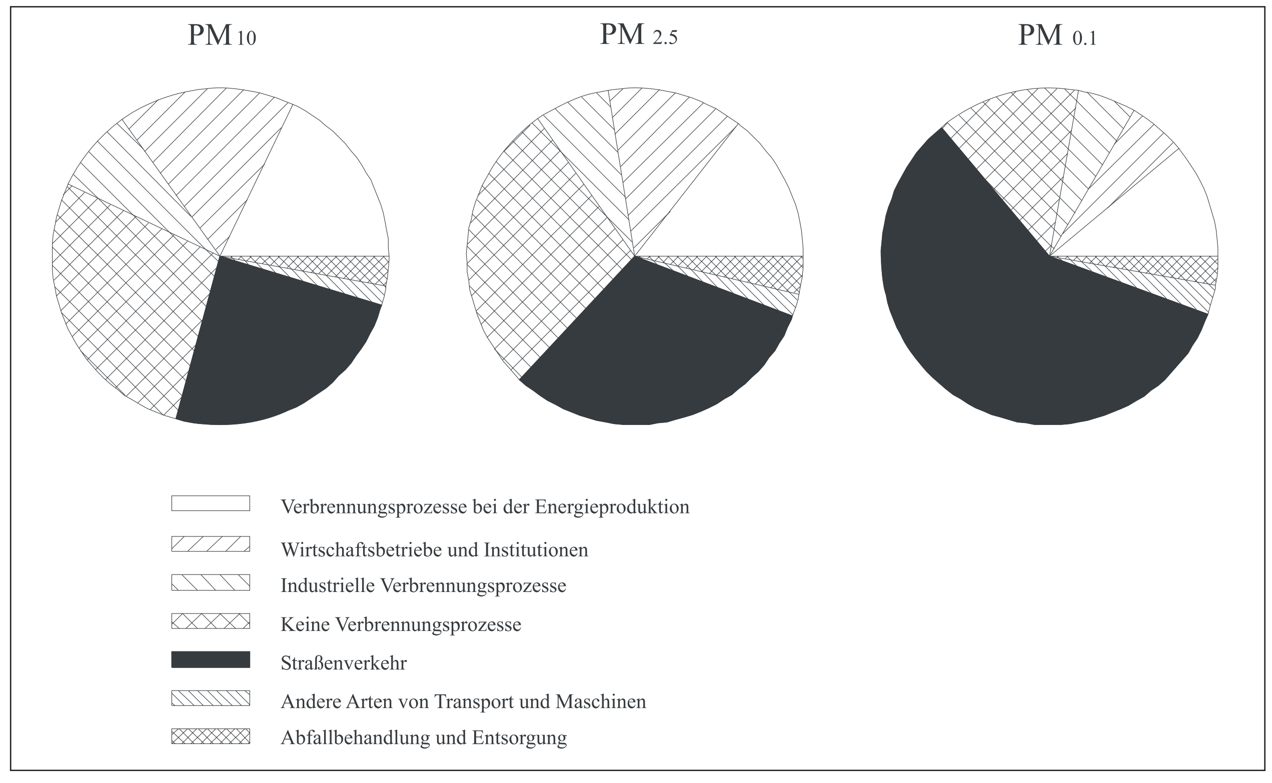
Quelle: HÜGLIN und GEHRIG, 2000

Obwohl ein starker Zusammenhang zwischen PM_{10} und $PM_{2,5}$ besteht, sind Schätzungen des Anteils der $PM_{2,5}$-Fraktion an der PM_{10}-Fraktion mit Vorsicht zu betrachten. Der Massenanteil der $PM_{2,5}$-Fraktion betrug in der Innenstadt Frankfurts Ende der 90er-Jahre schätzungsweise zwei Drittel der PM_{10}-Fraktion und dürfte sich nach vorsichtigen Schätzungen von einem Jahresmittel von 77 µg pro Kubikmeter im Jahr 1978 auf 22 µg pro Kubikmeter im Jahre 1998 verringert haben (UBA, 1998, S. 144). Für die Innenstadt Berns wird angegeben, dass dort die $PM_{2,5}$-Fraktion etwa 60 % der PM_{10}-Massenkonzentration ausmacht (HÜGLIN und GEHRIG, 2000). In einem Park in Zürich (also straßenabgewandt) lag der Anteil der $PM_{2,5}$ an der PM_{10}-Fraktion allerdings deutlich höher, und auch in Schweden war der $PM_{2,5}/PM_{10}$-Quotient im straßenfernen und dünn besiedelten Lappland wesentlich höher (ARESKOUG et al., 2001). Dies liegt an den höheren Sedimentationsraten der größeren Partikel nahe der Emissionsquelle und an dem Ferntransport der schwebenden feinen und ultrafeinen Stäube. Zur Quellenzuordnung ultrafeiner Partikel liegen nur Abschätzungen aus Großbritannien vor (Abbildung 3.2.2-3; HARRISON et al., 2000; APEG, 1999). Dort stammen mehr als 60 % der ultrafeinen Stäube aus dem Verkehr. Es ist anzunehmen, dass der Verkehrsanteil in London den Wert von 60 % überschreitet.

548. Für die atmosphärische Verweildauer und die Lungengängigkeit ist der Durchmesser von Partikeln entscheidend. Die Partikelzahl und die Gesamtpartikeloberfläche sind aus umweltmedizinischer Sicht ebenfalls von großer Bedeutung. Die bisherigen Messungen, sowohl zum Gesamtschwebstaub als auch zu PM_{10}, berücksichtigen ausschließlich die Partikelmasse, sodass Aussagen über die Anzahl und Größenverteilung der Partikel weitgehend fehlen. Bei gleicher Masse sind um ein Vielfaches mehr feine als grobe Partikel pro Volumeneinheit Luft vorhanden. Zudem haben die Feinstäube eine wesentlich größere Oberfläche, an der andere Luftschadstoffe stärker adsorbieren können. Aufgrund ihrer geringen Masse können die Feinstäube und die an sie adsorbierten Schadstoffe über weite Strecken transportiert werden (s. Abbildung 3.2.2-4).

Abbildung 3.2.2-3

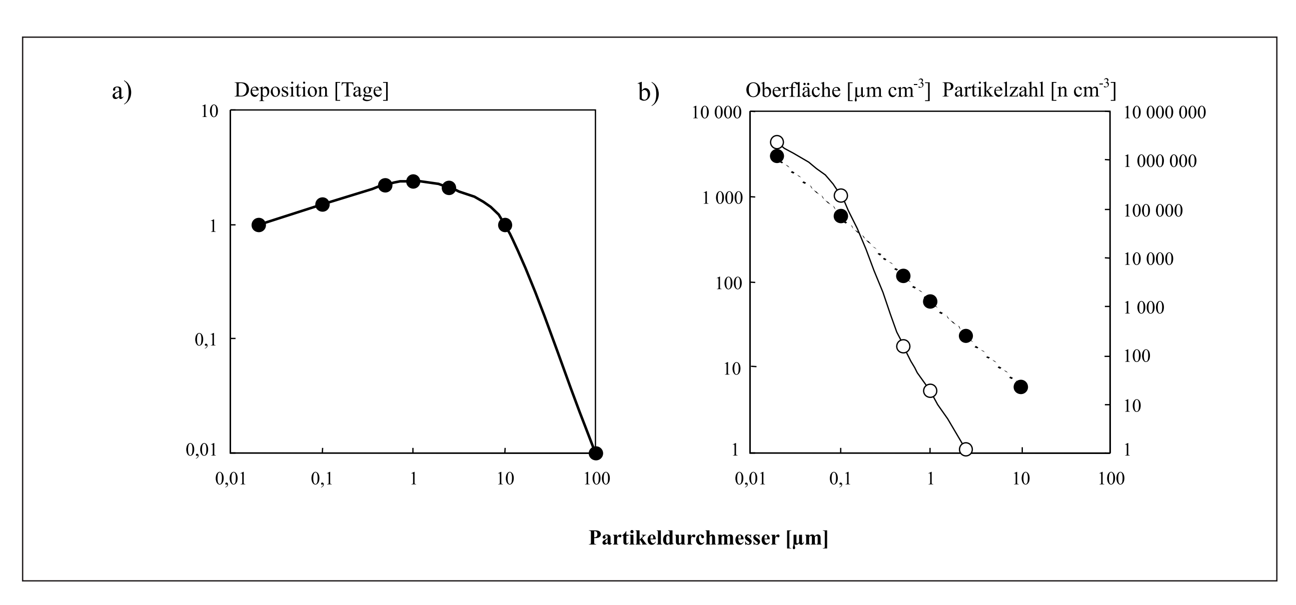
Quellenzuordnung von PM_{10}, $PM_{2,5}$ sowie $PM_{0,1}$ (ultrafeine Partikel) in Großbritannien 1996



Quelle: APEG, 1999

Abbildung 3.2.2-4

Atmosphärische Verweildauer von Partikeln (a) und Zahl bzw. Oberfläche von Partikeln bei konstanter Massenkonzentration (b) in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser



In Abbildung b) sind die Zahl (") und Oberfläche (!) der Partikel bezogen auf eine Massenkonzentration von 10 µg m^{-3} angegeben und gelten für kugelförmige Partikel mit einer Standarddichte von 1 g cm^{-3}

Quelle: HEINRICH et al., 1999

549. In Deutschland wird die Größenverteilung von Partikeln seit 1991 in Erfurt gemessen. Dabei wird der Größenbereich von 0,01 µm bis 2,5 µm abgedeckt. Der zeitliche Trend der Partikelanzahl und der Massenkonzentration ist in Abbildung 3.2.2-5 und 3.2.2-6 angegeben. Die Gesamtpartikelzahl (0,01 µm bis 2,5 µm) blieb nach einem deutlichen Anstieg seit 1995/96 in etwa stabil. Das gleiche gilt für ultrafeine Partikel (0,01 µm bis 0,1 µm), deren Konzentration seitdem in einem Bereich zwischen 14 000 und 20 000 Partikeln pro cm^3 liegt, mit einem 24 h-Maximum von 50 000 Partikeln pro cm^3. Die Fraktion der kleinsten Partikel (0,01 µm bis 0,03 µm) nahm hingegen weiter zu (Abbildung 3.2.2-5). Im Gegensatz dazu nahm der Anteil an PM2,5 während der Beobachtungszeit deutlich ab (Abbildung 3.2.2-6).

Bei den Messungen der Außenluftpartikel zeigte sich eine starke saisonale Variation mit der höchsten Konzentration im Winter. Die Konzentration ultrafeiner Partikel lag an Wochentagen mit 40 % deutlich höher als an Wochenenden. Dies und ein deutlicher Anstieg während der verkehrsreichen Stunden machen deutlich, dass der Kfz-Verkehr eine wesentliche Quelle für ultrafeine Partikel ist.

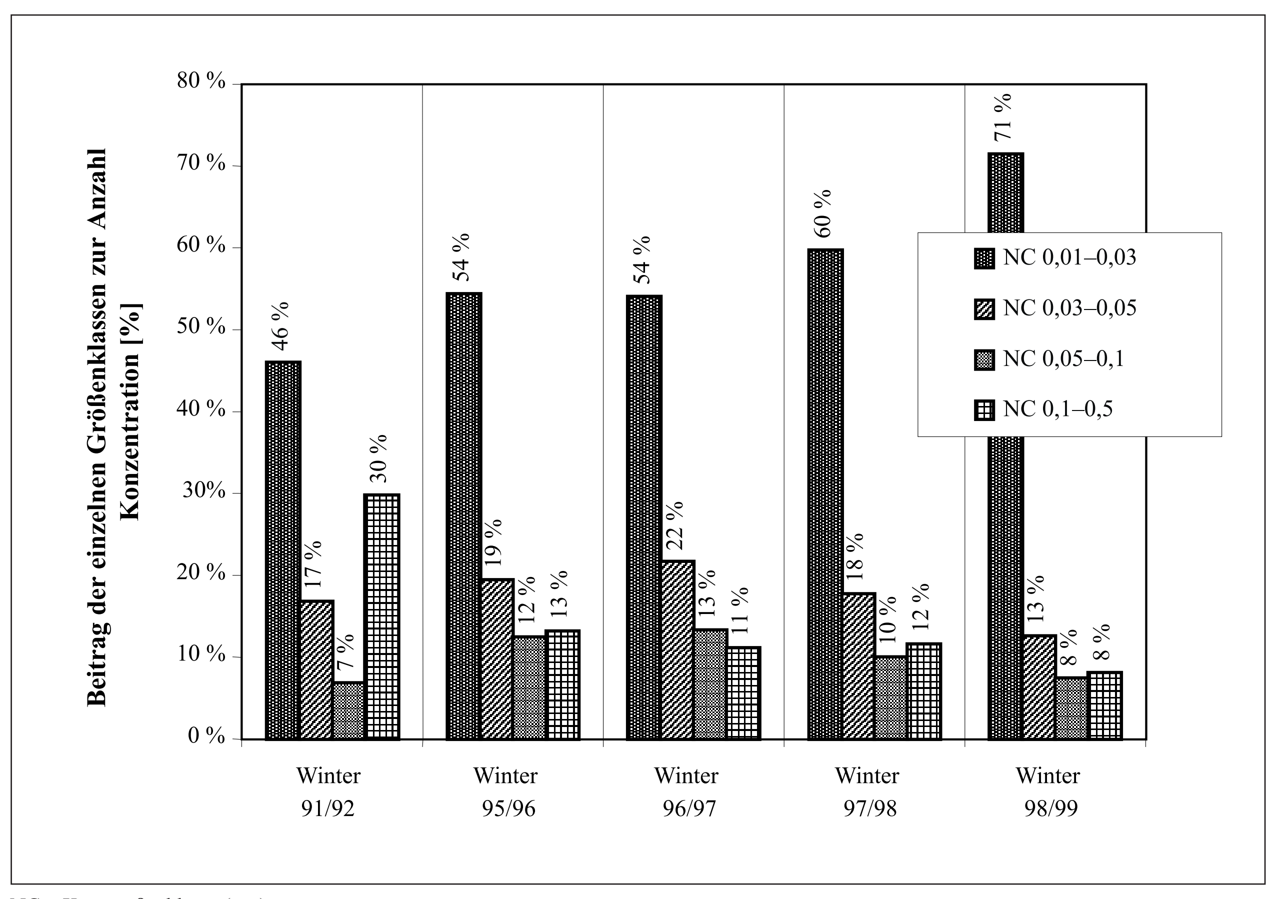
Außer in Deutschland wurden ultrafeine Partikel auch in Finnland und den Niederlanden gemessen (RUUSKANEN et al., 2000; KREYLING et al., 1999). Die Konzentrationen lagen dort im Jahresmittel zwischen 15 000 und 20 000 Partikeln pro cm^3.

3.2.2.1.2 Gesundheitsrelevanz

550. Gegenüber feinen und ultrafeinen Partikeln versagen die natürlichen Abwehrmechanismen der Lunge. Beim Versuch, die Toxizität dieser partikulären Emissionen zu erklären, wurde festgestellt, dass keiner der feststellbaren Parameter – spezifische Oberfläche, Größe, Geometrie, Biobeständigkeit, chemische und biologische Zusammensetzung oder Adsorption kanzerogener Stoffe – ausschließlich für die Pathogenität von Stäuben verantwortlich ist (HIPPELI et al., 1999).

Abbildung 3.2.2-5

7-Jahres-Trend der relativen Partikelanzahl in Prozent für verschiedene Größenklassen in Erfurt, Winter 1991/92 bis 1998/99

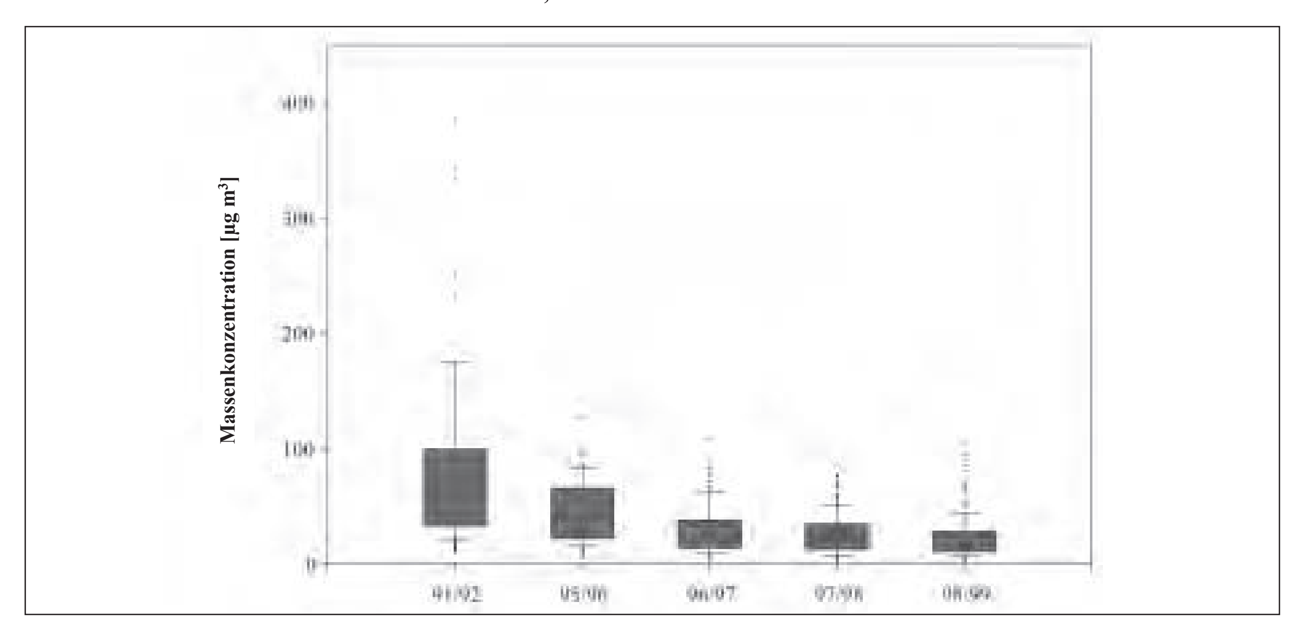


NC = Korngrößenklasse (µm)

Quelle: WICHMANN et al., 2000

Abbildung 3.2.2-6

7-Jahres-Trend der Massenkonzentration feiner Partikel ($PM_{2,5}$) in Erfurt, Winter 1991/92 bis 1998/99



Legende: Abnahme der Konzentration von $PM_{2,5}$ von 60 µg/m³ auf 17 µg/m³ im Zeitraum Winter 1991/92 bis Winter 1998/99. Die Boxplots geben an: Minimum; 25-Prozent-Wert; Median; 75-Prozent-Wert; Maximum.

Quelle: WICHMANN et al., 2000

551. Gelangen Partikel mit der Atemluft in die Lunge, wird ein Anteil durch das Flimmerepithel der Bronchien wieder herausbefördert. Dieser Selbstreinigungsmechanismus ist bei Personen, die über Jahre durch Stäube und Schadstoffe belastet waren – z. B. Raucher – oft stark vermindert. In den Lungenbläschen (Alveolen) können Staubpartikel nur durch Makrophagen (Fresszellen) beseitigt werden. Eine effektive Phagozytose der Partikel erfolgt im Größenbereich zwischen 0,3 und 5 µm. Man muss davon ausgehen, dass ultrafeine Partikel nur zu einem geringen Grad phagozytiert und zum erheblichen Teil von den Epithelzellen resorbiert werden. Von dort aus werden sie über Blut oder Lymphe im Körper transportiert und gelangen so in das anliegende Bindegewebe oder Organe. Es besteht die Möglichkeit, dass sie Abwehrreaktionen im Epithel und im Interstitium (Zwischengewebe) auslösen, die zu inflammatorischen (entzündlichen) Reaktionen und pathophysiologischen Modifikationen in der Lunge führen können.

Wirkungen der inhalierbaren bzw. lungengängigen Partikel im Tiermodell

552. Die Vielfalt der Partikel sowie die Komplexität ihrer chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften erschweren es, die Wirkung von Feinstäuben in Tiermodellen zu beurteilen. In der Regel werden unter Laborbedingungen so genannte Modellatmosphären erzeugt, die die Untersuchungen von einzelnen oder mehreren Schadstoffkomponenten ermöglichen. Die Beurteilung der Ergebnisse derartiger Studien wird dadurch erschwert, dass die Anatomie der Lunge und die Reinigungsmechanismen zwischen den eingesetzten Versuchstieren und Menschen teilweise sehr unterschiedlich sind.

553. Neben den chemischen Eigenschaften wurde der Einfluss der Partikelgröße tierexperimentell untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass ultrafeine und chemisch inerte Titandioxid-Partikel nach Einbringen (Instillation) in die Lunge eine höhere Partikelkonzentration im Interstitium und eine deutlichere Entzündungsreaktion verursachten im Vergleich zu feinen Partikeln (OBERDÖRSTER et al., 1992). Aufsehen erregte eine Studie, bei der Ratten gegenüber ultrafeinen Teflonpartikeln exponiert wurden. Diese Exposition endete für alle Versuchstiere innerhalb von vier Stunden letal (OBERDÖRSTER et al., 1995). Es zeigte sich, dass nicht die Partikel selbst, sondern die Anlagerung hoch toxischer (nicht umweltrelevanter) Komponenten an die Partikeloberfläche zu der letalen Wirkung führte. Die vergleichsweise große Oberfläche der ultrafeinen Partikel ist nach diesen Ergebnissen ein ideales Vehikel für toxische Substanzen, um in die Lunge zu gelangen.

Für eine Vielzahl nicht-toxischer Partikel konnte gezeigt werden, dass die Belastung der Lunge, ausgedrückt durch die Teilchenoberfläche, die Entzündungsbereitschaft erhöht. Sogar niedrige Konzentrationen ultrafeiner Kohlenstoffpartikel führten zu starken entzündungsfördernden Effekten in Lungen von Ratten, während feine Kohlenstoffpartikel keine Effekte zeigten. Je kleiner die Partikel waren, desto stärker förderten sie Entzündungen (DONALDSON et al., 2001; LI et al., 1999).

554. Die tierexperimentellen Befunde hinsichtlich der Wirkung der Partikelgröße kann man folgendermaßen zusammenfassen: Studien an Ratten zeigen, dass ultrafeine Partikel eine stärkere Toxizität im Vergleich zu feinen Partikeln der gleichen Massendosis haben. Dies ist wahrscheinlich auf die größere Oberfläche des ultrafeinen Materials zurückzuführen. Die größere Oberfläche kann zur vermehrten Freisetzung von toxischen Substanzen führen. Die Größe der Partikel, Aktivität freier Radikale, Freisetzung von Übergangsmetallen und ihre Unlöslichkeit scheinen die wichtigsten Faktoren für die Induktion von Entzündungen zu sein (DONALDSON et al., 1999).

Exposition des Menschen

555. Die individuelle Exposition gegenüber Schwebstaub setzt sich aus den Beiträgen der Außenluft, Anteilen von Innenraumquellen und dem Anteil persönlicher Aktivitäten zusammen. In einer größeren Zahl von Studien wurde versucht, die persönliche Exposition zu bestimmen (US-EPA, 2001; WHO, 2001; OTT et al., 2000; JANTUNEN et al., 1998) oder zu modellieren (SAMET et al., 2000a; WILSON et al., 2000). Es stellt sich heraus, dass die wichtigsten Quellen der individuellen Schwebstaubmassenkonzentration im Innenraum der von außen eingetragene Bodenstaub, resuspendierter Bodenstaub und persönliche Aktivitäten sind. Weiterhin sind aus der Außenluft stammende Immissionen, die auf Emissionen von Kraftfahrzeugen und industriellen Quellen zurückzuführen sind, sowie sekundäre Sulfate und Seesalz von Bedeutung. Je kleiner die Partikel sind, desto größer ist die Anzahl der von außen in den Innenraum eindringenden Partikel. Insgesamt findet man jedoch eine niedrige Korrelation zwischen Außenluftkonzentrationen und gemessenen Konzentrationen im Innenraum und im persönlichen Monitoring. Dies liegt offenbar an den großen Schwankungen der Beiträge von Nichtaußenluftquellen an der Exposition der einzelnen Personen. Hierdurch erklärt sich die zunächst paradox erscheinende Tatsache, dass statistisch signifikante Zusammenhänge zwischen Gesundheitseffekten und Außenluftkonzentrationen gefunden werden (Tz. 560 ff.), obwohl sich die Menschen überwiegend in Innenräumen aufhalten. Partikel aus der Außenluft und aus dem Innenraum sind praktisch als Schadstoffe anzusehen, deren Auswirkungen man getrennt betrachten muss.

Kanzerogenität von Dieselruß-Partikeln

556. Die partikelförmigen Bestandteile der Dieselmotoremissionen bestehen aus Rußkernen, an deren Oberfläche sich organische Pyrolyseprodukte anlagern. In diesem Zusammenhang sind polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) von besonderer Bedeutung, da sie zahlreiche kanzerogene Verbindungen enthalten. Der Anteil der Dieselmotoremissionen an partikelförmigem Kohlenstoff wird in Deutschland auf durchschnittlich 84 % geschätzt. In Städten liegt dieser Wert über 90 %. Der Partikeldurchmesser der meisten Dieselrußpartikel umfasst den Größenbereich von 0,02 µm bis 0,5 µm. Hohe Konzentrationen von Dieselmotoremissionen führen bei Ratten in Inhalationsversuchen zu Lungentumoren. Die kanzerogene Wirkung von Rußpartikeln im Tierversuch ist nach gegenwärtigem Kenntnisstand auf den Rußkern zurückzuführen und nur zu einem sehr geringen Teil auf die an die Rußpartikel angelagerten PAK (HEINRICH et al., 1995).

557. Mittlerweile liegen zahlreiche epidemiologische Kohorten- und Fall-Kontroll-Studien zum Lungenkrebsrisiko von Dieselmotoremissionen beim Menschen vor (Übersicht in: HEI, 1999; US-EPA, 1999; WHO, 1996; Metaanalysen in: LIPSETT und CAMPLEMAN, 1999; BHATIA et al., 1998). Auch für Deutschland sind epidemiologische Daten verfügbar (BRÜSKE-HOHLFELD et al., 2000 und 1999; SÄVERIN et al., 1999; JÖCKEL et al., 1998).

Die meisten Einzelstudien und alle Metaanalysen zeigen ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko für Berufe, bei denen man gegenüber Dieselmotoremissionen exponiert war. Ein Schwachpunkt der meisten Studien liegt in der fehlenden exakten Angabe der Exposition. In diesen Studien wird ausschließlich die Tätigkeit in Berufsgruppen mit dem Auftreten von Lungenkrebs korreliert, wobei als Maß für eine Exposition oft nur die Tätigkeit und die Dauer der Tätigkeit an einem belasteten Arbeitsplatz herangezogen wird. Durch die ungenaue Beschreibung der Expositionshöhe wird das Risiko für die Wahrscheinlichkeit, an Lungenkrebs zu erkranken, vermutlich unterschätzt. Die Fehlklassifikation betrifft sowohl die beobachteten Krebsfälle als auch das Kontrollkollektiv. Wenn demnach die Exposition genauer bestimmbar gewesen wäre, hätten klarere Erkenntnisse zur Dosis-Wirkungs-Beziehung gewonnen werden können.

558. Da sich Dieselmotoremissionen im Tierversuch als krebserzeugend erwiesen haben, werden sie durch die „Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe“ der Deutschen Forschungsgemeinschaft (MAK-Kommission der DFG) in Kategorie A2 (eindeutig krebserregend im Tierversuch) eingestuft (DFG, 2001). Derzeit wird diese Einstufung anhand der neu hinzugekommenen epidemiologischen Daten überprüft. Seit 1998 gilt als Grenzwert in Deutschland für Ruß ein Jahresmittelwert von 8 µg elementarem Kohlenstoff pro m^3 Luft (23. BImSchV). Bei Überschreitung dieses Wertes müssen Maßnahmen – wie z. B. Verkehrsbeschränkungen – zur Verminderung oder zur Vermeidung der Emissionen geprüft werden, wobei die Behörden auf der Maßnahmenseite einen Ermessensspielraum besitzen. Um das Gesamtrisiko einer Erkrankung durch kanzerogene Luftschadstoffe zu reduzieren, wird vom Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) der wesentlich strengere Beurteilungsmaßstab von 1,5 µg pro m^3 für Diesel-Partikel als Jahresmittelwert vorgeschlagen (LAI, 1991). In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass der Konzentrationswert nach der 23. BImSchV einen punktbezogenen Wert darstellt, während der vom LAI vorgeschlagene Wert flächenbezogen ist.

Epidemiologische Studien zu Kurzzeiteffekten

559. Die mit Abstand größte Anzahl an epidemiologischen Studien zur Schwebstaubproblematik wurde zu Kurzzeiteffekten durchgeführt. Es wurde untersucht, ob nach hohen Partikelkonzentrationen in der Außenluft am selben Tag oder mit einigen Tagen Verzögerung ein Anstieg der Morbidität oder Mortalität in der Bevölkerung

oder bei ausgewählten Probanden oder Patienten auftrat. (Für detaillierte Zusammenfassungen s. WICHMANN et al., 2002; US-EPA, 2001; WHO, 2001; WHO, 2000; US-EPA, 1996; WHO, 1996).

Ältere Studien stützen sich auf Messungen von Gesamtschwebstaub (TSP) und PM_{10}, neuere Studien beziehen sich zunehmend auf Messungen von $PM_{2,5}$ und vereinzelt auf ultrafeine Partikel. Im Folgenden werden Studien dargestellt, die auch Rückschlüsse auf die Situation in Deutschland zulassen.

Lungenfunktion und Atemwegssymptome

560. Symptome der oberen und unteren Atemwege sowie Husten nehmen mit steigender Partikelkonzentration zu, während die Lungenfunktion abnimmt. Zahlreiche Studien wurden mit Asthmatikern durchgeführt, bei denen eine Zunahme des Medikamentenverbrauchs bei hohen Belastungen verzeichnet werden konnte. Es konnten durch „Tagebuchstudien“ bei Erwachsenen mit Asthma Effekte durch feine und ultrafeine Partikel nachgewiesen werden, wobei die Wirkungen von ultrafeinen Partikeln etwas stärker waren. Untersuchungen aus Finnland zeigen ähnliche Befunde (Übersicht in WICHMANN und PETERS, 2000).

Kardiovaskuläre Endpunkte

561. In Deutschland fand im Januar 1985 eine Schadstoffepisode mit hohen Partikelkonzentrationen statt. Während dieser Episode kam es im Rhein-Ruhrgebiet bei Patienten mit Herzkreislauferkrankungen zu einem Anstieg der Krankenhauseinweisungen (+ 19 %) und der Krankentransporte (+ 25 %). Bemerkenswert war der Anstieg von Krankenhausaufnahmen aufgrund koronarer Herzinsuffizienz (+ 30 %), Herzrhythmusstörungen (Arrhythmien) (+ 49 %) und Durchblutungsstörungen des Gehirns (+ 57 %) (WICHMANN et al., 1989).

Auch in Augsburg stiegen die Schadstoffkonzentrationen während dieser Episode an, ohne allerdings die Auslösewerte der Smogverordnung zu erreichen. Damals wurde nur der Gesamtschwebstaub gemessen, wobei davon ausgegangen werden kann, dass dieser einen erheblichen Anteil feiner Partikel enthielt, die von östlichen Winden nach Augsburg transportiert wurden (de LEEUW und van RHEINECK LEYSSIUS, 1989). Zur Untersuchung der Hypothese einer Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit des Blutes durch Partikel (SEATON et al., 1995) wurden Daten zur Viskosität des Blutplasmas aus Augsburg ausgewertet, die unter anderem für diese Episode vorlagen (PETERS et al., 1997b). Es wurde eine zwei- bis dreifache Erhöhung für Werte der Plasmaviskosität oberhalb der 95sten Perzentile beobachtet. Diese höhere Viskosität des Blutes bedeutet für entsprechend anfällige Personen ein Risiko, einen Herzinfarkt zu erleiden (KOENIG et al., 1998). Der Anstieg der Plasmaviskosität kommt vermutlich dadurch zustande, dass die Partikel nach Deposition in der Lunge Entzündungsreaktionen auslösen, die über eine Reaktion die Blutgerinnung beeinflussen. Da auch das C-reaktive Protein (CRP) ein sensitiver Parameter für Entzündungen, Gewebsschäden und Infektionen sowie ein Risikofaktor für den Herzinfarkt ist, wurde dahin gehend eine Analyse entsprechender Daten aus Augsburg vorgenommen. Diese zeigte, dass der Effekt der Partikel auf das CRP noch deutlicher ausgeprägt war als auf die Plasmaviskosität (PETERS et al., 2001b; KOENIG et al., 1999).

Die Herzfrequenz ist als ein unabhängiger Marker für die autonome Kontrolle des Herzens anzusehen. Auch der Einfluss auf die Herzfrequenz konnte anhand der Augsburger Daten untersucht werden. In Vergleichskollektiven wurde beobachtet, dass die Herzfrequenz in der Smogepisode 1985 anstieg, wobei der stärkste Zusammenhang mit der Schwebstaubkonzentration beobachtet wurde (PETERS et al., 1999). Der beobachtete Effekt ist bei Personen mit einer erhöhten Plasmaviskosität besonders stark ausgeprägt (PETERS et al., 2000a). Einen weiteren Beleg für die Abhängigkeit einer Verschlechterung des kardiovaskulären Risikoprofils von der Partikelexposition lieferten Analysen zur Auswirkung der Luftschadstoffe auf den Blutdruck. Hier traten die stärksten Zusammenhänge ebenfalls mit der Anzahl an Partikeln auf, und auch hier waren insbesondere Personen betroffen, die zusätzlich eine erhöhte Plasmaviskosität und eine erhöhte Herzfrequenz aufwiesen (IBALD-MULLI et al., 2001).

In weiteren Studien in London und in einer bundesweiten Studie in den USA sowie in Tierversuchen zeigten sich vergleichbare Effekte auf die Fibrinogenkonzentration (Übersicht in WICHMANN et al., 2002).

562. Ein Anstieg der Herzfrequenz in Abhängigkeit von der Partikelkonzentration wurde in einer Studie mit Senioren in den USA beobachtet. Dort untermauerten weitere Studien zu Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Herzfrequenzvariabilität einen möglichen Einfluss von Partikeln auf die autonome Kontrolle des Herzens (LIAO et al., 1999; POPE et al., 1999; GOLD et al, 1998). Die Frage, ob Partikel auch einen Einfluss auf manifeste klinische Symptome zeigen, wurde in Boston untersucht. Bei Patienten, die aufgrund einer koronaren Herzkrankheit Defibrillatoren-Implantate (z. B. Herzschrittmacher) hatten, wurde der Zusammenhang zwischen therapeutischen Entladungen dieser Geräte und der Luftschadstoffkonzentrationen untersucht. Die Häufigkeit therapeutischer Entladungen stieg in Abhängigkeit von der Partikelkonzentration und dem Verkehrsaufkommen (gemessen durch NO_2 als Marker) an (PETERS et al., 2001a und 2000b).

Arztbesuche und Krankenhausaufnahmen

563. Die wichtigste europäische Studie zu Krankenhausaufnahmen war die APHEA-Studie, die in 15 europäischen Städten (mit deutscher Beteiligung) durchgeführt wurde. Es wurde ein Einfluss von Partikeln und zum Teil weiteren Schadstoffen auf die Anzahl an Krankenhausaufnahmen aufgrund respiratorischer Krankheiten gefunden (SPIX et al., 1998b; ANDERSON et al., 1997; SUNYER et al., 1997; SCHOUTEN et al., 1996). Weitere Studien zu Krankenhausaufnahmen aus Paris und Birmingham bestätigen diese Beobachtungen, ebenso wie zahlreiche Studien aus Nordamerika (US-EPA, 2001).

Ferner steigen auch Krankenhauseinweisungen aufgrund von Herz-Kreislauf-Erkrankungen an Tagen mit höherer Partikelkonzentration an (Übersicht in US-EPA, 2001;

WICHMANN et al., 2002). Personen mit Atemwegs- oder Herz-Kreislauf-Erkrankungen scheinen für Schadstoffwirkungen empfänglicher zu sein (PETERS et al., 2000a; ZANOBETTI et al., 2000). Die im Entwurf der US-EPA (2001) aufgeführten Studien belegen, dass Schwebstaub mehr Personen betreffen kann, als durch Krankenhausaufnahmen nachzuweisen sind. Dies gilt sowohl für die Anzahl an Betroffenen als auch für die Stärke des Effekts. Aus diesem Grund ist anzunehmen, dass die Anzahl schwerer Herz-Kreislauf- und Atemwegsprobleme in einer Population durch akute Schwebstaubbelastung unterschätzt werden kann, wenn ausschließlich die gestiegene Anzahl an Krankenhausaufnahmen betrachtet wird (US-EPA, 2001).

Mortalität

564. Bereits seit längerem wird ein Zusammenhang zwischen Schwebstaub und der täglichen Mortalität beobachtet, der sich vor allem auf nordamerikanische Studien stützt (US-EPA, 1996; WHO, 1996). Mittlerweile liegen umfangreiche weitere Studien vor, die neben TSP und PM_{10} auch $PM_{2,5}$ und zum Teil ultrafeine Partikel erfassen (Übersicht in US-EPA, 2001). Die folgende Darstellung beschränkt sich auf große internationale Studien und Studien aus Deutschland.

In der APHEA-Studie wurde auch der Einfluss von Partikeln und anderen Luftschadstoffen auf die Mortalität untersucht (KATSOUYANNI et al., 1997). In den westeuropäischen Städten traten stärkere Effekte als in den mittel- und osteuropäischen Städten auf. Die stärkeren gesundheitlichen Effekte ließen eine Tendenz für einen Zusammenhang zwischen der NO_2-Konzentration und der Partikelkonzentrationen erkennen. Die Autoren diskutieren, dass die Kurzzeiteffekte von NO_2 auf die Mortalität durch andere Kfz-abhängige Komponenten bedingt sein könnten (TOULOUMI et al., 1997). Untersuchungen zur ursachenspezifischen Mortalität zeigten stärkere Effekte bei atemwegsbezogenen Todesursachen im Vergleich zu kardiovaskulären Todesursachen (ZMIROU et al., 1998). In der APHEA-2-Studie, die auf 29 europäische Städte ausgedehnt wurde, zeigten sich vergleichbare Effekte von Partikeln wie in APHEA. Es wird vermutet, dass Partikel aus Verkehrsabgasen toxischer als andere Partikel sind, was mit einer gemeinsamen Wirkung von NO_2 und Partikeln erklärt werden kann (KATSOUYANNI et al., 2001).

In den USA wurde die NMMAP-Studie durchgeführt. In dieser wurden die Wirkungen von Partikeln und anderen Schadstoffen auf die Mortalität in den 20 bzw. 90 größten Städten der USA untersucht (SAMET et al., 2000b). Es wurde ein Anstieg der Gesamtsterblichkeit verzeichnet, der mit dem Anstieg vergleichbar war, der in der APHEA-Studie beobachtet wurde (WHO, 2000). Die stärksten Partikeleffekte traten im Nordosten der USA auf, gefolgt vom industrialisierten mittleren Westen und von Südkalifornien. Der Anstieg der kardiovaskulären und der atemwegsbezogenen Sterblichkeit lag im Nordosten der USA etwas höher. Es wurde eine ausführliche Analyse weiterer Luftschadstoffe mit durchgeführt, die einen geringen Einfluss dieser Schadstoffe zusätzlich zu den Partikeleffekten deutlich machte.

565. Umfangreiche Erfahrungen mit Kurzzeiteffekten von Luftschadstoffen liegen auch für Deutschland vor. Im Rhein-Ruhr-Gebiet kam es während mehrerer Smogepisoden in den Jahren 1962, 1979 und 1985 zum Anstieg der Mortalität. Bei einer getrennten Betrachtung der Schadstoffe zeigte sich ein stärkerer Effekt des Schwebstaubs im Vergleich mit SO_2 (PETERS et al., 2000a, 1999, 1997b; WICHMANN und SPIX, 1990; WICHMANN et al., 1989, 1987, 1986; STEIGER, 1980; STEIGER und BROCKHAUS, 1971). Entsprechende Ergebnisse gibt es aus dem Gebiet der ehemaligen DDR. In Erfurt (1980 bis 1989) und in Thüringen (1985 bis 1989 und 1991 bis 1995) werden Effekte auf die Mortalität untersucht. In diesen Studien zeigten ebenfalls Partikel die stärksten Effekte (SPIX et al., 1998a, 1996 und 1993; WICHMANN et al., 1995). In Erfurt wurde 1995 bis 1998 eine Mortalitätsstudie zum Einfluss der Partikelgröße auf die Mortalität durchgeführt (WICHMANN et al., 2000). Es wurden Assoziationen zwischen der Mortalität und Partikelanzahl- und Massenkonzentrationen gefunden. Hierbei wurden sofortige Effekte (0 bis 1 Tag Abstand) und verzögerte Effekte (4 bis 5 Tage Abstand zwischen Schadstoffexposition und Wirkung) beobachtet. Die sofortigen Effekte schienen mit der Massenkonzentration (d. h. mit feinen Partikeln) enger assoziiert zu sein als mit der Anzahl (d. h. mit ultrafeinen Partikeln). Bei verzögerten Effekten wurde eine Umkehrung des Phänomens beobachtet.

Interpretation von Studien zu Kurzzeiteffekten

566. Die Interpretation dieser Studien ergibt folgendes Bild:

- In älteren Studien, in denen hohe Konzentrationen klassischer Schadstoffe betrachtet wurden, betrug die so genannte vorgezogene Sterblichkeit (d. h. eine Verkürzung der Lebenszeit) ein bis zwei Wochen. Neuere Studien hingegen zeigen, dass ein Verlust von Lebensmonaten oder Lebensjahren auftreten kann.
- Generell sind Kurzzeiteffektstudien nicht geeignet, um Aussagen über die Langfristigkeit von Partikeleffekten zu treffen.
- In den meisten Morbiditäts- und Mortalitätsstudien, d. h. Erkrankungs- und Sterblichkeitsstudien, trat der Zusammenhang mit der Schwebstaubmasse ohne Verzögerung oder mit einem Tag Verzögerung auf. In Studien zu ultrafeinen Partikeln deuten sich Verzögerungen von mehreren Tagen an. Generell zeigt die Berücksichtigung mehrerer zurückliegender Tage (z. B. als Mittelwert der letzten 5 Tage) häufig stärkere Effekte als die Betrachtung einzelner Tage.
- Die Frage potenzieller Verzerrungen durch das Wetter wurde in der Arbeit der US-EPA (1996) ausführlich analysiert. Danach gibt es keinen Hinweis darauf, dass die Schadstoffeffekte durch Wettereinflüsse vorgetäuscht werden. Dennoch ist es für eine valide Quantifizierung wichtig, Temperatur- und Feuchtigkeitseinflüsse adäquat zu modellieren. Hierbei ist zu beachten, dass adverse Gesundheitseffekte sowohl bei hohen als auch bei niedrigen Temperaturen auftreten können. Bei Mortalitätsstudien ist zusätzlich die Rolle von Influenzaepidemien zu berücksichtigen, da diese einen starken Einfluss auf die Sterblichkeit haben.

– Wegen der bestehenden Korrelationen zwischen den täglichen Konzentrationen von Schwebstaub und gasförmigen Luftschadstoffen, die meteorologisch oder durch das Vorliegen gemeinsamer Quellen bedingt sein können, ist die Abgrenzung der Effekte unterschiedlicher Schadstoffe einerseits schwierig, andererseits aber von großer praktischer Bedeutung. Geeignete Vorgehensweisen sind der Vergleich der Effektstärken bei Betrachtung einzelner Schadstoffe sowie die Verwendung von Modellen, die mehrere Schadstoffe gleichzeitig berücksichtigen.

– Für Deutschland ist vor allem die Frage wichtig, inwieweit neben den Effekten von Partikeln auch solche von Schwefeldioxid gefunden wurden. Antwort darauf geben die Studienergebnisse zur Mortalität in Erfurt, die einen Zeitraum abdecken, in dem dramatische Veränderungen der Schadstoffzusammensetzung und deren Konzentrationen erfolgt sind. Das Ergebnis lässt erkennen, dass Schwefeldioxid nicht der verursachende Faktor war, sondern lediglich ein Indikator (WICHMANN et al., 2000).

– Ultrafeine Partikel, Stickstoffdioxid und Kohlenmonoxid zeigen untereinander vergleichbare Muster. Sie haben einen wenig ausgeprägten Unterschied zwischen Sommer und Winter, aber sie haben einen starken Wochengang mit viel niedrigeren Konzentrationen am Wochenende. Dies weist auf den Kfz-Verkehr als gemeinsame Quelle hin. Diese Schadstoffe zeigten einen Effekt auf die Mortalität, der um mehrere Tage verzögert war (WICHMANN et al., 2000).

– Die vorhandenen umfangreichen epidemiologischen Daten weisen nicht auf die Existenz eines Schwellenwertes beim Schwebstaub hin. Exemplarisch sei auf die gründliche Analyse dieser Frage in NMMAPS hingewiesen (DANIELS et al., 2000; SAMET et al., 2000a und b). Das Vorhandensein eines Schwellenwertes wurde anhand der Daten der 20 größten amerikanischen Städte unter Verwendung verschiedener Modelle zum Dosis-Wirkungs-Zusammenhang analysiert. Es zeigte sich, dass für die Gesamtsterblichkeit sowie für die Sterblichkeit an kardiopulmonalen Erkrankungen die Ergebnisse eher durch ein lineares Modell ohne Schwellenwert beschrieben werden konnten. Auch wenn auf Populationsebene kein Schwellenwert nachweisbar ist, können individuelle Schwellenwerte beschrieben werden. Bei Vorliegen verschiedener individueller Schwellenwerte ist es statistisch nahezu ausgeschlossen, einen Schwellenwert zu finden, der für die gesamte Bevölkerung gilt (SCHWARTZ et al., 1999). Ferner spielt die Variabilität der persönlichen Exposition im Vergleich zur Konzentration, die an einer Messstation erfasst wird, hierbei eine Rolle.

– Welche Teile der Bevölkerung als Risikogruppen anzusehen sind, ist Gegenstand weiterer Betrachtungen. Die Verschlechterung des Gesundheitszustandes bei Patienten mit Herz-Kreislauferkrankungen ist epidemiologisch sowohl im Hinblick auf die Mortalität als auch die Morbidität belegt. Die vorliegenden Studien zeigen ebenfalls physiologische Veränderungen am Herzen und bei der Blutgerinnung und entsprechen den Befunden aus tierexperimentellen Studien. Auch bei Atemwegserkrankungen wurden in epidemiologischen Studien zahlreiche Kurzzeiteffekte beschrieben. In den meisten Fällen handelte es sich um die Verschlechterung einer bestehenden Erkrankung, obwohl akute Atemwegsinfektionen auch als Auftreten einer neuen Krankheit angesehen werden können. Akute Atemwegssymptome und eine Einschränkung der Lungenfunktion im Zusammenhang mit Schwebstaubbelastungen wurden in zahlreichen Studien gefunden, wobei Asthmatiker besonders empfindlich reagierten. Besonders eindrucksvoll ist der Vergleich von Toxikologie und Epidemiologie unter identischen Randbedingungen. So zeigte sich während des Streiks in einem Stahlwerk in Utah Valley eine Abnahme der Krankenhausaufnahmen wegen Atemwegserkrankungen im Vergleich zum Jahr vor und nach dem Streik (POPE et al., 1991). In einer tierexperimentellen Studie der US-EPA, bei der gesammelte Stäube aus Utah Valley in Ratten instilliert wurden, wurden Veränderungen mehrerer gesundheitsrelevanter Parameter gezeigt, nicht jedoch für die Stäube aus dem Jahr des Streiks (US-EPA, 2001). Auch das Alter erweist sich in epidemiologischen Studien als ein wichtiger Risikofaktor. Die erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Schwebstaub weisen Früh- und Neugeborene sowie sehr alte Menschen auf.

– Die meisten epidemiologischen Studien zu Kurzzeiteffekten von Schwebstaub stammen aus Nordamerika und Europa, doch zunehmend liegen Befunde auch aus anderen Regionen der Erde vor. Trotz sehr unterschiedlicher Randbedingungen in diesen Ländern findet man erstaunlich ähnliche quantitative und qualitative Befunde.

Quantitative Abschätzung der Kurzzeitwirkungen von Partikeln

567. Derzeit ist die beste quantitative Abschätzung von Partikelwirkungen auf der Grundlage von PM_{10} und $PM_{2,5}$ möglich. Es gibt zwar zahlreiche Studien zum Einfluss des Gesamtschwebstaubes TSP, dieser enthält aber auch grobe Partikel, die weniger oder gar nicht wirkungsrelevant sind. Ultrafeine Partikel sind zwar als potenziell wirkungsrelevant anzusehen, die wenigen vorhandenen Studien erlauben aber keine ausreichend genauen quantitativen Angaben, die als Grundlage für die Festlegung von Umweltstandards herangezogen werden könnten.

Die Tabelle 3.2.2-1 zeigt die zusammengefassten relativen Anstiege der täglichen Sterblichkeit, von Krankenhausaufnahmen aufgrund von Atemwegserkrankungen, Angaben zum Gebrauch von Bronchodilatoren, Husten und Symptomen der unteren Atemwege und Veränderungen der Lungenfunktion (*Peak Expiratory Flow,* PEF), die mit einem gemessenen Anstieg von PM_{10} oder $PM_{2,5}$ assoziiert waren. Zur Illustration ist in Tabelle 3.2.2-2, eine Abschätzung dafür abgegeben, wie sich eine drei Tage anhaltende Episode mit täglichen Konzentrationen von 50 bzw. 100 µg/m³ PM_{10} in einer Bevölkerung von 1 Million Personen auswirken kann.

Tabelle 3.2.2-1

Zusammenfassung der relativen Risikoeinschätzungen (RR) für verschiedene gesundheitliche Endpunkte im Hinblick auf einen Anstieg der Konzentrationen von PM_{10} oder $PM_{2,5}$ um 10 µg/m³

Endpunkt	Relatives Risiko (95 % Konfidenzintervall)
Gebrauch von Bronchodilatoren, PM_{10}[1]	1,0305 (1,0201–1,0410)
Husten, PM_{10}[1]	1,0356 (1,0197–1,0518)
Symptome der unteren Atemwege, PM_{10}[1]	1,0324 (1,0185–1,0464)
Veränderung der Lungenfunktion (PEF*; relativ zum Mittelwert) PM_{10}[1]	-0,13 % (-0,17 % bis -0,09 %)
Krankenhauseinweisungen wegen Atemwegserkrankungen, PM_{10}[1]	1,0080 (1,0048–1,0112)
Sterblichkeit, PM_{10}[1]	1,0074 (1,0062–1,0086)
Sterblichkeit APHEA2, PM_{10}[2]	1,006 (1,004–1,008)
Sterblichkeit NMMAPS, PM_{10}[3]	1,0051 (1,0007–1,0093)
Sterblichkeit $PM_{2,5}$[1]	1,0151 (1,0112–1,0190)
Sterblichkeit $PM_{2,5}$[4]	1,014
Sterblichkeit Atemwegserkrankungen $PM_{2,5}$[4]	1,050
Sterblichkeit Herz-Kreislauferkrankungen $PM_{2,5}$[4]	1,021

* PEF: Peak Expiratory Flow = maximaler expiratorischer Fluss

Quelle: [1]WHO, 2000; [2]KATSOUYANNI et al., 2001; [3]SAMET et al., 2000b; [4]POPE, 1999

Tabelle 3.2.2-2

Geschätzte Zahl von Personen (in einer Bevölkerung von 1 Million) mit Gesundheitseffekten während einer Periode von 3 Tagen und erhöhten Schwebstaubkonzentrationen

Indikator für Gesundheitseffekte	Anzahl der Personen, nach einer 3-tägigen Episode von PM_{10}	
	50 µg/m³	**100 µg/m³**
Zahl der Todesfälle	4	8
Zahl der Krankenhausaufnahmen aufgrund respiratorischer Probleme	3	6
Personen-Tage mit Gebrauch von Bronchodilatoren	5 100	10 200
Personen-Tage mit Symptomverschlechterung (Husten und Symptome der unteren Atemwege gemeinsam)	6 000	12 000

Quelle: WHO, 1996 und 2000

Langzeitwirkungen

Querschnittstudien zur Lungenfunktion und zu Atemwegssymptomen

568. In 24 Städten der USA und Kanadas sowie in 12 Städten Südkaliforniens wurden Schulkinder auf Atemwegserkrankungen hin untersucht. Teilweise konsistente Zusammenhänge fanden sich insbesondere für Bronchitis und Lungenfunktion mit feinen und inhalierbaren Partikeln (PETERS et al., 1999; DOCKERY et al., 1996; RAIZENNE et al., 1996). In zehn bzw. acht Städten der Schweiz wurden entsprechende Untersuchungen an Schulkindern und Erwachsenen durchgeführt. Während bei Kindern Atemwegssymptome und Bronchitis mit allen Schadstoffparametern assoziiert waren, zeigte sich bei Erwachsenen ein Einfluss von PM_{10} auf die Lungenfunktion (ACKERMANN-LIEBRICH et al., 1997; BRAUN-FAHRLÄNDER et al., 1997). In Deutschland wurde bei Kindern in Leipzig ein Zusammenhang zwischen Erkrankungen der oberen Atemwege mit der Exposition gegenüber Schwebstaub und anderen Schadstoffen gefunden (von MUTIUS et al., 1995). In drei Orten Sachsen-Anhalts wurden bei Schulkindern wiederholt Untersuchungen durchgeführt. Das Auftreten von Bronchitis und Infektionserkrankungen (nicht aber von Asthma und Allergien) nahm deutlich mit der Verbesserung der Luftqualität ab, wobei hier der Zusammenhang mit Schwebstaub am stärksten war (HEINRICH et al., 2000).

Prospektive Kohortenstudien

569. Die Aussagekraft im Hinblick auf Langzeiteffekte ist bei diesem aufwändigen Studienansatz größer als bei Querschnittstudien. Es existieren nur drei Kohortenstudien aus den USA. Die Harvard-6-Städte-Studie beobachtete 8 000 Erwachsene im Nordosten und mittleren Westen über einen Zeitraum von 14 bis 16 Jahren. Die stärksten Effekte waren bei einem Einfluss von Sulfat und $PM_{2,5}$ zu finden. In der durch feine Partikel höchst belasteten Stadt lag die Sterblichkeit 26 % über der Sterblichkeit in der niedrigst belasteten Stadt (DOCKERY et al., 1993). Die Studie der American Cancer Society beobachtete ca. 550 000 Erwachsene in 154 Städten über einen Zeitraum von sieben Jahren und fand einen Zusammenhang mit der Exposition gegenüber Sulfat. In den Orten,

Tabelle 3.2.2-3

Relative Risiken (RR) für die Gesamtsterblichkeit in Abhängigkeit von Feinstaub in drei prospektiven Kohortenstudien

PM-Index	Studie	Gruppe	Relatives Risiko
PM_{10} (50 µg/m^3)	Six Cities	Alle	1,504^x (1); 1,530^x (2)
		männliche Nichtraucher	1,280 (1)
	AHSMOG	männliche Nichtraucher	1,242
$PM_{2,5}$ (25 µg/m^3)	Six Cities	Alle	1,364^x (1); 1,379^x (2)
		männliche Nichtraucher	1,207 (1)
	ACS (50 Städte)	Alle	1,174^x
		männliche Nichtraucher	1.245^x
SO_4^{2-} (15 µg/m^3)	Six Cities	Alle	1,504^x (1); 1,567^x (2)
		männliche Nichtraucher	1,359
	ACS (151 Städte)	Alle	1,111^x
		männliche Nichtraucher	1,104
	AHSMOG	männliche Nichtraucher	1,279
$PM_{10-2,5}$ (25 µg/m^3)	Six Cities	Alle	1,814^x (1); 1,560 (2)
		männliche Nichtraucher	1,434 (1)

(1) Methode 1 vergleicht Portage vs. Steubenville (Table 3, DOCKERY et al.,1993)
(2) Methode 2 basiert auf ökologischen Regressionsmodellen (Table 12–18, U.S. Environmental Protection Agency, 1996)
Six Cities: Harvard-6-Städte-Studie (DOCKERY et al., 1993)
ACS: Studie der American Cancer Society (POPE et al., 1995)
AHSMOG: Adventist Health Study on Smog (ABBEY et al., 1999)
^{x}P < 0,05

Quelle: US-EPA, 2001

in denen zusätzlich $PM_{2,5}$-Messungen vorlagen, zeigte dieser Parameter die stärksten Effekte. Im Hinblick auf die Gesamtsterblichkeit betrug der Unterschied zwischen der am stärksten und der am geringsten belasteten Stadt 17 %. Die Sterblichkeit an kardiopulmonalen Erkrankungen wies noch stärkere Unterschiede auf (POPE et al., 1995). In Kalifornien wurden ca. 6 500 nichtrauchende Adventisten über einen Zeitraum von 15 Jahren beobachtet. Es zeigten sich Zusammenhänge der Gesamtsterblichkeit und insbesondere der Sterblichkeit bei Personen mit Atemwegserkrankungen mit PM_{10} und Sulfat. Diese waren für Frauen schwach und für Männer stark ausgeprägt – insbesondere, wenn sie sich viel im Freien aufhielten. Bei Lungenkrebs waren erhöhte Risiken im Zusammenhang mit allen untersuchten Schadstoffen zu beobachten, die sich aber nicht immer als konsistent erwiesen (US-EPA, 2001; ABBEY et al., 1999).

Vergleicht man die drei genannten Studien, dann sind die relativen Risiken für die Gesamtmortalität vergleichbar, wobei Personen, die angeben, nie geraucht zu haben, das niedrigste Risiko aufweisen. Ein höheres Risiko haben Exraucher und Raucher. Für die unterschiedlichen Risiken ist wahrscheinlich die Vorschädigung der Atemwege durch das Rauchen verantwortlich (s. Tabelle 3.2.2-3). Während sich in allen drei Studien Assoziationen der Gesamtsterblichkeit mit PM_{10}, $PM_{2,5}$ und/oder Sulfat zeigen, bleiben bei den spezifischen Todesursachen Unterschiede bestehen, die noch geklärt werden müssen (US-EPA, 2001).

Berücksichtigung individueller Confounder (Einflussfaktoren)

570. In Studien zu Langzeitwirkungen ist die individuelle Berücksichtigung von Variablen des Lebensstils wichtig; hierzu zählen z. B. Rauchen, berufliche Belastungen und unspezifische Größen wie Ausbildung oder Sozialstatus. Diese Einflussfaktoren können beim Vergleich unterschiedlich belasteter Städte zu Verzerrungen führen, wenn sie nicht adäquat berücksichtigt werden. In den Kohortenstudien war die Assoziation zwischen der Feinstaubkonzentration und der Sterblichkeit größer für Personen mit niedrigerer Schulausbildung. Hier könnte ein Hinweis auf einen nicht identifizierten, modifizierenden sozioökonomischen Einfluss liegen, der zu einer Überschätzung der Partikeleffekte geführt haben könnte (KREWSKI et al., 2000).

Gesamtbewertung der Langzeiteffektstudien durch die WHO

571. In den Richtlinien der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2000) ist eine Zusammenfassung der Langzeitauswirkungen gegenüber Partikeln auf Mortalität und Morbidität angegeben, wobei Studien bis 1996 berücksichtigt sind (s. Tabelle 3.2.2-4). In der Tabelle wird deutlich, wie u. a. die Sterblichkeit ansteigt, wenn der Jahresmittelwert um 10 µg/m³ zunimmt (z. B.: die Sterblichkeit in einer Region liegt um 10 % über der Vergleichsregion (RR = 1,10), wenn PM_{10} um 10 µg/m³ höher ist).

Verkürzung der Lebenserwartung

572. Auf der Grundlage der beiden älteren Kohortenstudien wurde analysiert, welchen Einfluss die Schwebstaubexposition auf die Sterblichkeit und die Lebenserwartung in den Niederlanden und den USA hat (BRUNEKREEF, 1997). Auf der Basis von Sterbetafeln dieser Länder wurde im Vergleich partikelbelasteter und unbelasteter Regionen ein Unterschied von 1,1 bzw. 1,3 Jahren in der Lebenserwartung von 25-Jährigen beschrieben. Es zeigt sich somit, dass relativ kleine Unterschiede in der Langzeitexposition gegenüber Schweb-

Tabelle 3.2.2-4

Zusammenfassung der relativen Risikoeinschätzungen (RR) für Auswirkungen der Langzeitexposition gegenüber Schwebstaub auf die Morbidität und Mortalität in Assoziation mit einem 10 µg/m³-Anstieg der Konzentration von $PM_{2,5}$ oder PM_{10}

Endpunkt	RR für $PM_{2,5}$ (95 % KI*)	RR für PM_{10} (95 % KI*)
Sterblichkeit (Dockery et al. 1993)	1,14 (1,04–1,24)	1,10 (1,03–1,18)
Sterblichkeit (Pope et al. 1995)	1,07 (1,04–1,11)	
Bronchitis	1,34 (0,94–1,99)	1,29 (0,96–1,83)
Lungenfunktion bei Kindern (% Veränderung von FEV_1**)	-1,9% (-3,1% bis -0,6%)	-1,2% (-2,3% bis -0,1%)
Lungenfunktion bei Erwachsenen (% Veränderung von FEV_1**)		-1,0% (KI* nicht verfügbar)

* KI = Konfidenzintervall
** FEV_1 = „Einsekunden-Kapazität“
Quelle: WHO, 2000

staub der Außenluft substanzielle Effekte auf die Lebenserwartung haben können. Bei dieser Berechnung wurden Einflüsse auf Personen unter 25 Jahren nicht berücksichtigt. Wie aber aus anderen Studien folgt, können Kleinkinder besonders empfindlich auf die Langzeitexposition gegenüber Schwebstaub reagieren. Die vorgezogene Sterblichkeit bei Kindern könnte so die Verkürzung der Lebenserwartung der Gesamtbevölkerung deutlich über das geschätzte Ausmaß hinaus erhöhen (US-EPA, 2001).

573. Weitere Untersuchungen der gesundheitlichen Auswirkungen verkehrsbedingter Luftverschmutzung auf der Grundlage der genannten Risikoabschätzungen für PM_{10} existieren für die Schweiz und Österreich. Hier werden auch epidemiologische und Schwebstaubdaten dieser Länder dargestellt (KÜNZLI et al., 2000 und 1996). Die verkehrsbedingte Luftverschmutzung bewirkte etwa 3 % der Gesamtsterblichkeit oder ca. 20 000 Sterbefälle pro Jahr. Weiterhin wurden mehr als 25 000 neue Erkrankungsfälle an chronischer Bronchitis bei Erwachsenen, mehr als 29 000 Bronchitis-Episoden bei Kindern, mehr als 500 000 Asthma-Anfälle bei Kindern und Erwachsenen und mehr als 16 Millionen Personen-Tage mit eingeschränkter Aktivität pro Jahr diesen Verkehrsemissionen zugeschrieben. Diese Zahlen wurden auch zur Abschätzung ökonomischer Konsequenzen verwendet (SOMMER und NEUENSCHWANDER, 1996).

Darüber hinaus wurde untersucht, ob das zusätzliche Risiko (Attributivrisiko) durch Partikel anhand von Kurzzeiteffektstudien oder aus Kohortenstudien abgeschätzt werden sollte. Dabei zeigte sich, dass der Einfluss der Partikel auf die Mortalität in der Bevölkerung auf der Basis von Langzeiteffekten aus Kohortenstudien quantifiziert werden kann. Dagegen führen Kurzzeiteffektstudien zu einer Unterschätzung des Risikos (KÜNZLI et al., 2001).

3.2.2.1.3 Rechtliche Regulierung

574. Emissions- und Immissionswerte für Stäube sind seit langem Bestandteil umweltrechtlicher Regulierung. Erst neuerdings wird aber auf die Erkenntnis reagiert, dass gerade die Feinstäube besondere gesundheitliche Probleme aufwerfen und gesonderter rechtlicher Regulierung bedürfen.

Die derzeitigen deutschen Regulierungsaktivitäten sind durch das europäische Recht bestimmt. Die „Richtlinie des Rates über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft“ (1999/30/EG, s. ABl. der EG L 163/41 ff. v. 29. Juni 1999), eine Tochterrichtlinie der Rahmenrichtlinie zur Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität (96/62/EG), gibt zeitlich gestufte Immissionswerte für die Luftbelastung mit PM_{10} vor. Für das Zieldatum der ersten Stufe – 1. Januar 2005 – gilt ein 24-Stunden-Grenzwert von 50 µg/m³, der nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden darf, und ein Jahresgrenzwert von 40 µg/m³. Zum Zieldatum der zweiten Stufe – 1. Januar 2010 – darf der 24-Stunden-Wert von 50 µg/m³ nur noch 7-mal jährlich überschritten werden, und der Jahresgrenzwert wird auf 20 µg/m³ halbiert. Bis zu den Zieldaten beider Stufen werden begrenzte Abweichungen von diesen Werten toleriert. So durfte der 24-Stunden-Wert der Stufe 1 bei Inkrafttreten der Richtlinie im Juli 1999 um eine Toleranzmarge von maximal 50 % überschritten werden, die sich am 1. Januar jedes folgenden Jahres in gleichen Schritten bis auf 0 % Abweichung zum Zieldatum 1. Januar 2005 reduziert. Die entsprechende Toleranzmarge für den Jahresgrenzwert beträgt 20 % (s. im Einzelnen Anhang III der Richtlinie).

Für $PM_{2,5}$ sieht die Richtlinie noch keine Grenzwerte vor. $PM_{2,5}$-Aktionsschwellenwerte für Feinpartikel, die im Kommissionsvorschlag vom 21. November 1997 (KOM(97)500 endg.) noch mit 40 µg/m³ (24-h-Tagesmittel) bzw. 20 µg/m³ (Jahresmittel) vorgesehen waren, wurden in die endgültige Fassung nicht übernommen. Die Mitgliedstaaten sind aber verpflichtet, auch für $PM_{2,5}$ ein repräsentatives Messnetz zu errichten und zu betreiben, dessen Probenahmestellen nach Möglichkeit mit den Probenahmestellen für PM_{10} zusammenzulegen sind, sowie der Kommission über die Messergebnisse zu berichten (Artikel 5 Abs. II der Richtlinie 1999/30/EG). Die Maßnahmepläne, die die Mitgliedstaaten nach Artikel 8 der Rahmenrichtlinie 96/92/EG zu erstellen haben, wenn die festgelegten Werte für PM_{10} einschließlich der eingeräumten Toleranzmargen überschritten sind, müssen außerdem auch auf die Reduzierung der $PM_{2,5}$-Konzentration abzielen (Artikel 5 Abs. III der Richtlinie 1999/30/EG). Nach Artikel 10 der Richtlinie soll die Kommission bis zum 31. Dezember 2003 einen Bericht über Erfahrungen mit der Anwendung der Richtlinie, einschlägige neue Forschungsergebnisse und eventuell für erforderlich gehaltene Änderungen der Richtlinie vorlegen und dabei unter anderem auf die Festlegung von Grenzwerten für $PM_{2,5}$ eingehen.

Zur Umsetzung der Vorschriften der Richtlinie 99/30/EG wie auch anderer Tochterrichtlinien der Luftqualitätsrichtlinie und zur Umsetzung der Luftqualitätsrichtlinie selbst sind Änderungen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes und des zugehörigen Verordnungsrechts erforderlich (näher KOCH, 2001; LUDWIG, 2000; HANSMANN, 1999). Der Kabinettsentwurf eines Siebten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, der die notwendigen Anpassungen unter anderem in Bezug auf Planungsinstrumente, Überwachung der Luftqualität und erweiterte Möglichkeiten für Verkehrsverbote und -beschränkungen vorsieht, ist am 12. Dezember 2001 beschlossen worden (BMU, 2001a). Zugleich wurde auch der Entwurf einer Neufassung der 22. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes beschlossen, der unter anderem die oben wiedergegebenen europäischen Grenzwerte und Toleranzmargen für Partikel in deutsches Recht umsetzt (BMU, 2001b). Schließlich sind die EU-rechtlich vorgegebenen Grenzwerte für PM_{10} auch in der zeitgleich vom Kabinett beschlossenen, ebenfalls noch der Zustimmung des Bundesrates bedürfenden Neufassung der Technischen Anleitung Luft (TA Luft) berücksichtigt (BMU, 2001c; s. Nr. 4.2.1 ff. TA Luft).

575. Der Umweltrat begrüßt die Einführung von Immissionswerten für PM_{10}. Er hält jedoch auch die Festsetzung von Immissionswerten für $PM_{2,5}$ für erforderlich.

Diese Werte sollten wirkungsseitig begründet werden. Für die dazu erforderlichen Untersuchungen sind ausreichende Erkenntnisse über die tatsächliche Immissionsbelastung erforderlich. Das insoweit vorliegende, für Deutschland noch bruchstückhafte Datenmaterial sollte entsprechend den Vorgaben der Richtlinie 1999/30/EG ergänzt werden. Hinsichtlich der Wirkungszusammenhänge besteht noch erheblicher Forschungsbedarf (s. hierzu NRC, 1998).

576. Auf der Basis eines umfangreichen epidemiologischen Studienprogramms (vgl. HEI, 1999) hat die U.S.-Umweltbehörde EPA bereits 1997 Grenzwerte für $PM_{2,5}$ erlassen. Sie wurden aber über mehrere Jahre vor US-Gerichten angefochten. Mittlerweile wurden sie vom Obersten Gerichtshof, bestätigt (Supreme Court, Urteil Nr. 99-1257 vom 27. Februar 2001). Die EPA arbeitet derzeit daran, diese Grenzwerte zusammen mit anderen Luftreinhaltemaßnahmen, die ebenfalls angefochten wurden, erneut festzulegen (vgl. US-EPA, 2001). Nach dem Erlass von 1997 soll der Jahresgrenzwert 15 $\mu g/m^3$, der Tageswert 65 $\mu g/m^3$ betragen. An diesen Immissionsgrenzwerten muss sich die Emissionskontrolle in den US-Bundesstaaten ausrichten. Sie dürfen nach einer Übergangszeit von 10 Jahren nicht mehr überschritten werden (LAMBRECHT, 2001; US-EPA, 1997).

577. Unabhängig von der Festlegung von Immissionswerten für $PM_{2,5}$ könnten und sollten angesichts der nachgewiesenen Gesundheitsrelevanz emissionsseitige Maßnahmen zur Reduzierung der gesamten Partikelemissionen schon jetzt getroffen werden. Da in Deutschland der Kfz-Verkehr eine wichtige Quelle der Schwebstaubemissionen und der ultrafeinen Partikel sowie die Hauptquelle der Dieselpartikel ist, sind emissionsmindernde Maßnahmen bei Kraftfahrzeugen zu fordern.

Als erfolgversprechendste Maßnahme gilt der Einsatz von Partikelfiltern, die den Eintrag von Partikeln aller Größenklassen in die Umwelt verhindern können (TTM, 2000; UBA, 2000). Insbesondere die Reduktion der ultrafeinen Stäube ist von großer gesundheitlicher Bedeutung. Der Umweltrat hält deshalb nach wie vor die Einführung entsprechend leistungsfähiger Partikelfilter für sämtliche dieselgetriebenen Nutzfahrzeuge und PKW für erforderlich (SRU, 2000, Tz. 787; LAI, 2000; HERZNER und CHRIST, 2001). Für dieselgetriebene schwere Nutzfahrzeuge (Busse und LKW) sehen die Euro-IV-Normen ab 2005 Grenzwerte vor (Richtlinie 1999/96/EG, Anhang 1, Abschn. 6.2.1). Die Normen für leichte Nutzfahrzeuge und PKW sind dagegen, obwohl die technischen Voraussetzungen gegeben wären, auch für 2005 noch nicht gleichermaßen weit entwickelt (Richtlinie 98/69/EG, Anhang 1, Abschn. 5.3.1.4). Da es sich hier um Produktnormen handelt, die die Bedingungen der Verkehrsfähigkeit von Kraftfahrzeugen im europäischen Binnenmarkt harmonisieren, und die Voraussetzungen für einen zulässigen nationalen Alleingang nicht gegeben sein dürften, ist eine Verschärfung der Standards durch mitgliedstaatliche Regelungen nicht möglich. Weitere Fortschritte sind daher nur durch Weiterentwicklung der EU-Standards erzielbar. Eine anspruchsvolle Fortschreibung sollte von deutscher Seite unterstützt werden. Der Umweltrat wiederholt außerdem seine Forderung, zwischenzeitlich den Einsatz von Partikelfiltern durch steuerliche Begünstigung zu fördern (SRU, 2000, Tz. 787).

3.2.2.1.4 Zusammenfassung und Empfehlungen

578. Partikel, deren wichtigste Quelle Kfz mit Dieselmotor sind, werden als das derzeit wichtigste Problem der Luftverschmutzung angesehen. Der gegenwärtige Wissensstand lässt sich folgendermaßen zusammenfassen:

Die Kanzerogenität – bezüglich des Lungenkrebsrisikos – von Dieselruß konnte im Tierversuch nachgewiesen werden. Auch die Belege für eine Kanzerogenität beim Menschen haben in den letzten Jahren zugenommen.

Es kann als gesichert gelten, dass inhalierbarer und lungengängiger Schwebstaub, gemessen als Partikelmasse PM_{10} und $PM_{2,5}$, sowohl bei Kurzzeitexpositionen als auch bei Langzeitexpositionen adverse Einflüsse auf die Morbidität und Mortalität durch Atemwegserkrankungen und Herz-Kreislauf-Erkrankungen hervorrufen kann. Darüber hinaus wird die Gesamtsterblichkeit und damit die Lebenserwartung beeinträchtigt. Es gibt ernst zu nehmende Hinweise, dass diese Effekte insbesondere durch ultrafeine Partikel ($PM_{0,1}$) ausgelöst werden.

579. Aus den vorliegenden Untersuchungen zur gesundheitlichen Relevanz der Feinstäube ergibt sich die Notwendigkeit, die Feinstaub-Emission zu minimieren und die Immissionsbelastung zu begrenzen. Mit der Richtlinie 99/30/EG sind Immissionswerte für PM_{10} vorgegeben. Deren Umsetzung findet zurzeit auf nationaler Ebene statt. Der Umweltrat hält darüber hinaus auch die Festsetzung von Immissionswerten für $PM_{2,5}$ für notwendig. Das Stichdatum für die Revision der Tochterrichtlinie für Luftqualitätswerte von Partikeln (Ende 2003) sollte für die Vorbereitung klarer Vorstellungen für Grenzwerte für $PM_{2,5}$ genutzt werden. Dabei sollte auch die Vorarbeit in den USA zur Festlegung eines Grenzwertes für $PM_{2,5}$ berücksichtigt werden.

Diese sollten wirkungsseitig begründet werden. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Dies betrifft vor allem:

- Die Charakterisierung der Zusammensetzung der Partikel aus unterschiedlichen Quellen (Kfz, Hausbrand, Industrie).
- Immissionsmessungen, mit denen die unterschiedlichen Partikelgrößen erfasst werden, und Analysen der chemischen Zusammensetzung.
- Tierexperimentelle Untersuchungen zur Frage der Relevanz physikalischer Partikeleigenschaften (Masse, Oberfläche, Anzahl) und chemischer Partikeleigenschaften (organisch, anorganisch, Metallverbindungen etc.).

– Epidemiologische Untersuchungen zur Rolle unterschiedlicher Partikelfraktionen, ihrer Zusammensetzung und der zugrunde liegenden Quellen.

580. Da in Deutschland der Kfz-Verkehr eine wichtige Quelle der Schwebstaubemissionen und die Hauptquelle der Feinstäube und ultrafeinen Partikel ist, sind zur Emissionsminderung insbesondere Maßnahmen bei Kraftfahrzeugen erforderlich. Mit dem Wirksamwerden der Euro-IV-Normen für Kraftfahrzeugemissionen werden sich ab 2005 deutliche Reduzierungen der Partikelemissionen ergeben. Insbesondere die Normen für PKW und leichte Nutzfahrzeuge müssen jedoch noch weiter entwickelt werden. Eine entsprechende Fortschreibung der europäischen Standards sollte von deutscher Seite unterstützt werden. Zwischenzeitlich könnte und sollte auf nationaler Ebene der Einsatz von Partikelfiltern mit steuerlichen Anreizen gefördert werden.

3.2.2.2 Fluglärm

581. Der Flugverkehr und die damit verbundene Lärmbelastung haben in den vergangenen Jahrzehnten stark zugenommen. Allein in der Zeit zwischen 1985 und 1995 haben sich die Flugbewegungen in Deutschland auf ca. zwei Millionen Starts und Landungen pro Jahr verdoppelt. Mit einer Fortsetzung dieser Entwicklung ist insbesondere beim deutschen Flugreiseverkehr zu rechnen, dem für den Zeitraum von 1995 bis 2010 – trotz der kurzfristigen Abnahme nach dem Terror-Anschlag in den USA – eine Zunahme um 72 % von 31,3 Millionen auf fast 75 Millionen Flugreisen prognostiziert wird. Auch für den Folgezeitraum von 2010 bis 2015 wird ein weiterer Zuwachs um rund 9 Millionen Flugbewegungen erwartet (URBATZKA und WILLKEN, 2000).

582. Mit der Zunahme des Flugverkehrs steigt auch die Lärmbelästigung erheblich an, obwohl durch technische Verbesserungen die Lautstärke der Triebwerke in der neueren Flugzeugflotte zum Teil stark reduziert werden konnte. Die tendenziell sinkenden Maximalpegel werden in der Gesamtbelastung durch die ansteigende Zahl an Überflügen überkompensiert.

583. Mit dem zunehmenden Fluglärm sind auch die Forderungen nach einem verbesserten Fluglärmschutz immer lauter geworden. Insbesondere wurde das bisher maßgebliche „Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm“ vom 30. März 1971 (BGBl. I, 1971, S. 282, zuletzt geändert BGBl. I, 1990, S. 923, im Folgenden: Fluglärmschutzgesetz) in vieler Hinsicht als ungenügend kritisiert. Das Umweltministerium hat inzwischen darauf reagiert und im November 2000 einen Entwurf zur Novellierung des Fluglärmschutzgesetzes vorgelegt. Dieser Entwurf hat vor allem folgende Verbesserungen zum Ziel:

– die Modernisierung der Lärmberechnungsmethoden und Anpassung an den europäischen und internationalen Standard,

– eine Verbesserung des Gesamtschutzniveaus,

– eine stärkere Gewichtung fluglärmbedingter Beeinträchtigungen zur Nachtzeit,

– eine weitergehende Einbeziehung von Militärflughäfen in das Schutzkonzept und

– eine Stärkung der Bürgerbeteiligung.

Wegen der erhöhten Lärmschutzkosten und Standortprobleme, die danach für den Luftverkehr zu erwarten wären, ist der Entwurf allerdings auf starken Widerstand insbesondere seitens des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen gestoßen (zu den Standpunkten des BMVBW siehe den Überblick des BUND Hessen, 2002). Aufgrund der politischen Interventionen ist das Novellierungsvorhaben ins Stocken geraten, sodass inzwischen in der laufenden Legislaturperiode eine Erneuerung des Fluglärmschutzgesetzes ausgeschlossen ist.

Das überfällige Novellierungsvorhaben und die Widerstände, die zu seiner Verzögerung geführt haben, geben Anlass zu einer genaueren Betrachtung der Belastungssituation, wie sie sich nach der aktuellen Entwicklung des Flugverkehrs und nach dem Stand der Lärmwirkungsforschung darstellt (Abschn. 3.2.2.2.1). Daran anschließend ist zu erörtern, welche Schritte der Gesetzgeber zur Gewährleistung eines adäquaten Fluglärmschutzes ergreifen sollte und wie danach der derzeit vorliegende Novellierungsentwurf zum Fluglärmschutzgesetz zu bewerten ist (Abschn. 3.2.2.2.2).

3.2.2.2.1 Die Belastungssituation: Gesundheitliche Beeinträchtigungen und Belästigungen durch Fluglärm

584. Hinsichtlich der Belastung durch Fluglärm muss zwischen den gemessenen Immissionen und der spezifischen Wirkung des Fluglärms auf die Gesundheit und das Wohlbefinden der Bürger unterschieden werden.

Die messtechnisch erfasste Immissionssituation ist durch abnehmende Einzelschallpegel einerseits und eine erhebliche Zunahme der Starts und Landungen andererseits gekennzeichnet. Allerdings ist es nicht nur auf die verbesserte Flugzeug- und Triebwerktechnik, sondern maßgeblich auch auf eine erhebliche Abnahme der sehr lauten Militärflüge zurückzuführen, dass der vom Flugverkehr ausgehende durchschnittliche Schalldruck, der so genannte energieäquivalente Dauerschallpegel, trotz der erheblichen Zunahme der Flugbewegungen in Deutschland heute nicht viel höher liegt als vor ca. 20 Jahren.

Der mathematisch gemittelte energieäquivalente Dauerschallpegel ist allerdings nur eine äußerst abstrakte Messeinheit, die für sich genommen lediglich die Immissionssituation beschreibt, jedoch für die tatsächliche Belastungs- und Belästigungswirkung des Fluglärms bei den betroffenen Bürgern wenig aussagekräftig ist. Die tatsächliche Belastungswirkung hängt nämlich nicht allein vom gemittelten Schalldruck ab, sondern darüber hinaus von einer Anzahl weiterer physikalischer und auch (sozial-)psychologischer Variablen.

Zu den physikalisch bestimmbaren Einflussgrößen der Belastungswirkung zählt neben dem Schalldruck, den Maximalpegeln und der Frequenz des Schalls vor allem auch die Anzahl der Störereignisse bzw. Überflüge. Der spezifische Beitrag der Überflughäufigkeit kann nicht einfach durch eine Mittelung des Schalldrucks zum Ausdruck gebracht werden. Vielmehr verhält es sich so, dass die Belästigungswirkung durch eine zunehmende Anzahl an Störungen auch dann zunimmt, wenn wegen abnehmender Lautstärke der einzelnen Störereignisse der energieäquivalente Dauerschallpegel gleich bleibt (GUSKI, 2001). Um dieser besonderen Bedeutung der Lärmhäufigkeiten in einem quantitativen Vergleichsmaßstab Ausdruck zu verleihen, wird dem über die Messzeit gemittelten energieäquivalenten Dauerschallpegel ein bestimmter lärmdauerbezogener Zusatzfaktor (entspricht dem $L_{eq(3/4)}$) hinzugerechnet (siehe dazu die Erläuterungen im Kasten).

Stand der Lärmwirkungsforschung

585. Wie die gesundheitliche Belastung bzw. die gesundheitsbezogene Lebensqualität (Tz. 595 f.) nach den genannten physikalischen und psychosozialen Faktoren einzuschätzen ist, ist in der Lärmwirkungsforschung nach wie vor nicht abschließend geklärt.

586. In der Lärmwirkungsforschung wird zunächst unter dem Aspekt des Gesundheitsschutzes zwischen (Gesundheits-)Beeinträchtigungen und Belästigung durch Fluglärm unterschieden (ORTSCHEID und WENDE, 2001). Unabhängig von dieser Unterscheidung gilt die Nachtruhe als ein eigenes Schutzgut. Sie muss ungeachtet der schwierigen Unterscheidung von Gesundheitsgefährdung und Belästigung als besonders schützenswert gelten, da eine gestörte Erholung in der Nacht einen starken Einfluss auf das Wohlbefinden, die Leistungsfähigkeit und Zufriedenheit am Tag hat.

Beeinträchtigung der Gesundheit

587. Bei der Betrachtung von gesundheitlichen Schädigungen durch den Einfluss von Lärm unterscheidet man zwischen auralen (das Gehör betreffenden) und extraauralen Auswirkungen (physiologische und psychologische Beeinträchtigungen, ausgelöst durch den Stresseinfluss). Die auralen Wirkungen sind an anderer Stelle hinreichend beschrieben worden (FLEISCHER et al., 2000; STRUWE et al., 1995).

Schallmessung

Dezibel (dB): Schall stellt sich physikalisch als eine sich im Raum ausbreitende Schallwelle dar, die durch ihren Druck definiert wird, der als **Schallpegel L** gemessen werden kann. Das Ergebnis dieser Messungen wird in Dezibel angegeben **(dB)**. Der für Menschen hörbare Bereich liegt zwischen 0 und 130 dB (A) (siehe unten). Je höher der Druck, desto lauter ist das Geräusch und desto höher der dB-Wert. Der Druck einer Schallwelle nimmt mit der Entfernung von der Schallquelle ab. Es muss daher immer angegeben werden, an welchem Ort die Messung erfolgt ist. Bei Ermittlung der Lärmbelastung von Wohngebäuden wird dabei meist zwischen dem Schallpegel innen, d. h. innerhalb der Wohnräume, und außen, d. h. im Wohngebiet, unterschieden.

dB (A): Die Wahrnehmbarkeit eines Geräuschs hängt neben seinem Schallpegel auch von seiner Tonhöhe, d. h. der Schwingungsfrequenz der Schallwellen, ab, denn das menschliche Ohr ist für verschiedene Frequenzen unter schiedlich empfindlich. Um ein der menschlichen Wahrnehmung entsprechendes Ergebnis zu erreichen, wird das Ergebnis der physikalischen Messung korrigiert. Üblich ist heutzutage eine Korrektur nach der so genannten **Bewertungskurve A.** Ist ein Messergebnis derartig bewertet worden, wird es in der Maßeinheit dB (A) angegeben.

$L_{eq(3/4)}$: Zur Beurteilung lang anhaltender, im Schallpegel schwankender Geräusche wird der Schalldruck kontinuierlich gemessen und über die Zeit gemittelt. Es ergibt sich der **energieäquivalente Dauerschallpegel L_{eq}**. Dem Ergebnis einer Mittelung ist also nicht zu entnehmen, wie lange das Geräusch angehalten hat. Für den Betroffenen macht es jedoch einen Unterschied, ob er dem Lärm kürzere oder längere Zeit ausgesetzt ist. Um dem Rechnung zu tragen, wird die Verdopplung der Einwirkungsdauer eines Geräuschs bei gleich bleibender Lautstärke rechnerisch durch eine Erhöhung um 3 dB – dann $L_{eq(3)}$ – bzw. 4 dB – dann $L_{eq(4)}$ – erfasst. International wird der energieäquivalente Dauerschallpegel in Leq(3) verwendet. Im Gegensatz dazu verwendet das deutsche Fluglärmschutzgesetz den $L_{eq(4)}$. Im Ergebnis führt die Verwendung des $L_{eq(4)}$ gegenüber dem $L_{eq(3)}$ bei leisen Geräuschen zu niedrigeren, bei lauten Geräuschen zu höheren dB-Werten.

L_{max}: Auch **Maximalpegel.** Der Lmax ist der höchste an einem Messpunkt gemessene Schalldruck. Im Vergleich dazu macht der energieäquivalente Dauerschallpegel nicht kenntlich, ob das gemessene Geräusch relativ leise und dafür lang andauernd oder nur kurzfristig und dafür mit hoher Lautstärke einwirkte. Die Wirkung eines kurzen, aber sehr lauten Geräuschs kann jedoch eine ganz andere als die eines lang andauernden leisen sein. Zur Charakterisierung eines im Schallpegel stark schwankenden Geräuschs ist daher auch die Ermittlung seines Spitzenpegels L_{max} erforderlich.

Angaben zum Schallpegel beziehen sich im folgenden Text, wenn nicht anders angegeben (z. B. $L_{eq(3)}$ innen), auf den Schallpegel im Außenbereich.

Extraaurale Wirkungen lassen sich auf die Funktion des Lärmreizes als Stressor zurückführen und zeichnen sich durch die Beeinflussung des autonomen Nervensystems aus. Es wird insbesondere zwischen der vermehrten Freisetzung von „Stresshormonen“ (Cortisol und Katecholamine, d. h. Adrenalin, Noradrenalin) und der Beeinflussung des kardiovaskulären Systems (unter anderem höhere Herzfrequenz und höherer Blutdruck) unterschieden. Hierzu existiert eine Reihe einschlägiger Untersuchungen (z. B. EVANS, 1998; MASCHKE et al., 1995 a und b; dazu auch SRU, 1999, Tz. 392).

588. Die Wirkungsforschung befasst sich größtenteils mit der allgemeinen gesundheitlichen Auswirkung von Lärm. Dabei wird in den meisten epidemiologischen (Querschnitts-)Studien zum Thema Verkehrslärm der Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärm und der Häufigkeit des Auftretens von kardiovaskulären Erkrankungen untersucht. Es gibt nur wenige Kohorten- oder Fall-Kontroll-Studien, die sich mit Straßenverkehrslärm befassen, und noch weniger, die den Flugverkehr als Lärmquelle zugrunde legen (BABISCH, 2001b). Die methodischen Unterschiede zwischen diesen Studien sind zum Teil erheblich. Nur bei einer geringen Anzahl der Studien ist es möglich, Dosis-Wirkungs-Zusammenhänge zu betrachten. Potenzielle Störvariablen (Confounder), die zu einer Ergebnisverzerrung führen können, wurden ausschließlich in den neueren Studien erfasst (für eine detaillierte Zusammenfassung dieser Studien siehe BABISCH, 2000 und 1998).

Wenn ausschließlich der energieäquivalente Dauerschallpegel L_{eq} (s. Kasten in Tz. 584) als Bewertungskriterium herangezogen wird, kann allerdings keine Dosis-Wirkungs-Beziehung hergeleitet werden, denn der Dauerschallpegel ist lediglich für lärmbedingte Innenohrschädigungen eine relevante Größe. Autonome Stressreaktionen (Flucht- oder Kampfreaktion) werden maßgeblich durch die Information des Lärmreizes ausgelöst und nicht allein durch dessen Schallpegel. Insbesondere während des Schlafs können z. B. Überflüge als Gefahrensignale wahrgenommen werden und so zur Freisetzung von Stresshormonen (Cortisol, Adrenalin und Noradrenalin) sowie zu Aufwachreaktionen führen.

Wie der Umweltrat bereits feststellte, erreichen die bislang durchgeführten Studien zu dieser Problematik keine statistische Signifikanz. Trotzdem lassen sie tendenziell ein höheres Risiko für ischämische Herzkrankheiten erkennen (SRU, 1999, Tz. 396, 424 ff.).

Aufgrund von Dezibelwerten allein kann auch deshalb keine abschließende Aussage über das Maß der Lärmbelästigung gemacht werden, weil die Einordnung eines Geräusches als Lärm nicht nur von seinen physikalischen Eigenschaften abhängt, sondern ebenso von sozial-psychologischen Faktoren. Wäre nur die physikalische Größe bedeutend, könnte man die Exposition gegenüber vorbeifahrenden lauten Fahrzeugen hinsichtlich der Belastungswirkung mit dem Genuss von lauter Musik gleichsetzen. Der energieäquivalente Dauerschallpegel ist daher für wahrgenommene Belastungen keine geeignete Messgröße (FLEISCHER, 2001).

589. Trotz intensiver Forschung wurden bislang keine Gesundheitsbeeinträchtigungen gefunden, die eindeutig und ausschließlich auf Lärmimmissionen zurückzuführen sind. Daher ist die Ermittlung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung von Fluglärm unterhalb der Schwelle der Hörschädigung äußerst schwierig (ISING und KRUPPA, 2001). Eine auf einen Lärmreiz folgende physiologische Stressreaktion in Form eines zeitweise erhöhten Blutdrucks oder einer Ausschüttung von Stresshormonen (vgl. Tz. 588) muss für sich genommen nicht gesundheitlich bedenklich sein. Eine derartige Reaktion ist grundsätzlich notwendig, um Überreaktionen vorzubeugen und in einer Stresssituation schnell und effektiv reagieren zu können (SCHEUCH, 2001). Die ausgelöste Abweichung vom physiologischen Schwankungsbereich ist gesundheitlich grundsätzlich dann nicht bedenklich, wenn es sich um eine vorübergehende Reaktion auf einen akuten Reiz handelt. Allerdings gewinnt eine chronische Dauerlärmbelastung möglicherweise gesundheitliche Relevanz, wenn eine physische Anpassung an das Schallereignis derart stattfindet, dass die entsprechende Reaktion zu einer chronischen Abweichung der oben genannten Stressparameter führt. Derartige Störungen können anhand von epidemiologischen Studien ermittelt werden, die eine Erhöhung der Anzahl an Personen mit chronischen Veränderungen des physiologischen Schwankungsbereichs im Vergleich zu der üblichen Häufigkeit bei nicht lärmbelasteten Bevölkerungsgruppen belegen.

590. Nach dem heutigen Stand der Forschung können die folgenden Feststellungen über Gesundheitsbeeinträchtigungen durch Fluglärm als gesichert gelten (ORTSCHEID und WENDE, 2001):

– Oberhalb einer Belastung durch eine Fluglärmeinwirkung von 70 dB(A) $_{Leq(24h)}$ können aurale Schädigungen des Gehörs auftreten.

– Oberhalb von etwa 65 dB(A) $_{Leq(16h)}$ kann langfristig ein erhöhtes Auftreten von Herz-Kreislauf-Erkrankungen nicht mehr ausgeschlossen werden.

Störungen des Nachtschlafes und Belästigungen treten ab den folgenden Schallpegeln auf:

– Eine höhere Häufigkeit von Störungen des Nachtschlafs mit gesundheitlichen Folgen ist bei einzelnen Flugereignissen mit Pegeln über 50 dB(A) $L_{max\ (innen)}$ und/oder bei nächtlichen energieäquivalenten Dauerschallpegeln oberhalb von 30 dB(A) $_{Leq(8h)}$ im Innenraum zu befürchten.

– Bei energieäquivalenten Dauerschallpegeln oberhalb von 50 dB(A) $_{Leq}$ ist mit einer höheren Anzahl an Betroffenen zu rechnen, die sich belästigt fühlen (s. Tz. 593 f.).

Beeinträchtigung des Nachtschlafs

591. Besonders in der Nacht kann die Störung durch Fluglärm zu gesundheitlichen und psychosomatischen

Beeinträchtigungen führen. Lärm in der Nacht wird bei gleichem energieäquivalenten Dauerschallpegel lauter empfunden als am Tag, wodurch es zu einer Störung des Schlafs und zu Einschlaf- und Durchschlafstörungen kommen kann. Die Aufwachschwelle, gemessen an Einzelgeräuschen am Ohr des Schläfers, liegt nach neuen Messungen und Berechnungen bei 48 dB(A) L_{max} (MASCHKE et al., 2001). Die Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts ist dagegen bislang von einer höheren Aufwachschwelle ausgegangen (55 dB(A), BVerwGE 87, 332, 342 ff.; 107, 313, 323).

Auch im Schlaf werden bei einer Lärmbelastung vermehrt Stresshormone ausgeschüttet, jedoch ohne dass dieser „Stress“ kompensiert oder bewältigt werden kann. Die Bedeutung einer derartigen physischen Reaktion ist noch nicht abschließend geklärt (MASCHKE et al., 1995b). Die Störung der Nachtruhe wird bei Flughäfen ohne Nachtflugverbot zusätzlich dadurch verstärkt, dass ein großer Teil des Cargo-Transportes in der Nacht abgewickelt wird. Cargo-Flugzeuge verursachen aber in der Regel – selbst bei Kapitel-3-Flugzeugen (s. Kasten in Tz. 598) mit einem niedrigen Maximalpegel – allein durch die Art ihres Geräusches eine größere Belästigung als die meisten Passagierflugzeuge.

592. Es wird angenommen, dass Störungen durch einzelne Flugereignisse ab etwa 50 dB(A) $L_{max\ (innen)}$ zu Veränderungen des Schlafablaufes oder zum Aufwachen führen können. Nur bei energieäquivalenten Dauerschallpegeln unterhalb von 30 dB(A) L_{eq} dürfte ein weitgehend ungestörter Nachtschlaf möglich sein (ORTSCHEID und WENDE, 2001).

Um einen ungestörten Nachtschlaf der Betroffenen zu gewährleisten, ist es jedoch nicht ausreichend, ausschließlich den energieäquivalenten Dauerschallpegel $L_{eq(3)}$ als Bewertungskriterium zugrunde zu legen. Häufige und hohe Maximalpegel, die eine Aufwachreaktion oder auch nur eine autonome Stressreaktion auslösen, können die Gesundheit und die *gesundheitsbezogene Lebensqualität* (Tz. 595 f.) beeinträchtigen. Aus diesen und den oben bereits dargelegten Gründen (Tz. 590) müssen bei der Festlegung von Zumutbarkeitsgrenzen neben dem energieäquivalenten Dauerschallpegel auch der Maximalpegel und die Überflughäufigkeit berücksichtigt werden.

Belästigung

593. Unter welchen Voraussetzungen Fluglärm eine Belästigung oder erhebliche Belästigung bedeutet, ist nicht einheitlich definiert. Bei Datenerhebungen zur Belästigung wird mit Fragebögen gearbeitet, die unterschiedliche Skalen (i. d. R. drei- bis fünfwertige) verwenden und daher keine einheitliche Bewertung zulassen. Nach einer Definition des Umweltbundesamtes wird davon ausgegangen, dass eine erhebliche Belästigung vorliegt, wenn mehr als 25 % aller Befragten angeben, sich stark belästigt zu fühlen. Anhand entsprechender Befragungen wurde versucht, den unterschiedlichen Abstufungen der Belästigung $L_{eq(3)}$-Werte zuzuordnen (ORTSCHEID und WENDE, 2001; Tabelle 3.2.2-5):

Tabelle 3.2.2-5

Belästigung durch Fluglärm – dargestellt am $L_{eq(3)}$

Ausprägung der Belästigung durch Fluglärm	**Bei äquivalentem Dauerschallpegel $L_{eq(3)}$ – außen – (in dB(A))**	
	Tag, 16 h	**Nacht, 8 h**
Keine oder geringe Belästigung	< 50	< 40
Belästigung	> 50	> 40
Erhebliche Belästigung	> 55	> 45

Quelle: ORTSCHEID und WENDE, 2001, verändert

Wie repräsentative Umfragen zeigen, ist Fluglärm nach Straßenverkehrslärm die Hauptursache für Belästigungen. Im Jahr 2000 gaben 63,7 % aller Befragten eine Belästigung durch Straßenverkehrslärm an; durch Fluglärm fühlten sich 32,5 % belästigt (UBA, 2000). Da Lärm durch Straßenverkehr nahezu überall auftritt, wo Menschen wohnen, kommt es bei Anwohnern von Flughäfen häufig zu einer Belästigung durch eine Kombination aus Straßenverkehrs- und Fluglärm.

594. Das Ausmaß der Lärmbelästigung ist von der individuell unterschiedlichen Lärmempfindlichkeit abhängig. Schon früh konnte gezeigt werden, dass es Personen gibt, die sich als besonders lärmempfindlich bezeichnen und deutlich stärker auf das Ausmaß der Lärmbelastung reagieren (Mc KENELL, 1963). Dabei zeigten demographische Variablen wie Alter, Geschlecht, Ausbildung und Hausbesitz keinen eindeutigen Einfluss hinsichtlich der Reaktion auf eine Lärmbelastung.

Neben Unterschieden in der individuellen Lärmempfindlichkeit spielen für die empfundene Belastungswirkung von Lärm auch sozial-psychologische Faktoren eine Rolle. Hinsichtlich der Bedeutung dieser sozial-psychologischen Faktoren sind keine ausgeprägten individuellen Unterschiede erkennbar (GUSKI, 1998). Zu nennen sind hier vor allem:

– Die generelle Bewertung der Lärmquelle

Unabhängig von den akustischen Eigenschaften gilt z. B. die Bahn im Vergleich zum Kfz und Flugzeug als ein weniger riskantes und umweltfreundlicheres Transportmittel. Sie wird daher auch hinsichtlich des Lärms als weniger belästigend empfunden. In einer Untersuchung konnte gezeigt werden, dass die Bewertung der Lärmquelle eine deutlichere Aussage über die empfundene Lärmbelästigung zulässt als die Betrachtung des energieäquivalenten Dauerschallpegels (FINKE et al., 1980).

– Vertrauen in die Verantwortlichen für Lärm und Lärmschutz

Das Vertrauen darauf, dass die Verantwortlichen alles ihnen Mögliche tun, um unnötigen Lärm zu vermeiden, ist eine wesentliche Variable. Fehlt Flughafenanwohnern dieses Vertrauen in die Verantwortlichen für Lärmschutz, kommt es eher zu Protesten (FELSCHER-SUHR et al., 2001; LEONARD und BORSKY, 1973).

– Die Geschichte der Lärmexposition

Die Entwicklung der Zunahme der Lärmbelästigung über einen Zeitraum von mehr als 5 bis 10 Jahren ist ein entscheidendes Kriterium für die Bewertung der subjektiven Exposition durch die Anwohner. Hier ist ebenfalls die bereits erwähnte Tatsache von Bedeutung, dass die Zunahme der Anzahl an Überflügen bedeutsamer sein kann als die Veränderung der akustischen Gesamtenergie.

– Erwartungen der Anwohner

Die Erwartung, dass die Lärmbelastung etwa an Flughäfen mit Ausbaumaßnahmen weiter zunehmen wird, wirkt sich auf die Beurteilung der empfundenen Belästigung ebenso aus wie auf selbstberichtete psychosomatische Befunde der Anwohner.

Das Konzept der gesundheitsbezogenen Lebensqualität

595. Der Zustand der lärmbelasteten und lärmbelästigten Bevölkerung kann nur anhand eines Gruppenvergleichs chronisch lärmbelasteter und nicht lärmbelasteter Personen beschrieben werden. Die Belästigung durch Fluglärm wurde in den meisten vorliegenden Labor- und Feldstudien relativ einseitig betrachtet. Entweder wurden die Auswirkungen des akuten oder chronischen Fluglärms im Hinblick auf messbare gesundheitliche Störungen betrachtet, oder es wurden psychologische Auswirkungen erfasst. Für die Beurteilung des Fluglärms in der Rechtsprechung, die angesichts weitgehend fehlender (unmittelbar einschlägiger) Grenzwertregelungen weitgehend kasuistisch vorgehen muss, spielen zur Zeit überwiegend die gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms eine Rolle (Tz. 603, 609). Gerade am Beispiel des Lärms und insbesondere des Fluglärms wird allerdings deutlich, dass gesundheitliche und „nur“ belästigende Auswirkungen des Lärms nicht trennscharf voneinander abgrenzbar sind (s. auch Tz. 593). So ist es für die Bewertung der gesundheitlichen Risiken chronischen Lärmstresses notwendig, die subjektiv empfundene Exposition und Belästigung zu ermitteln, da sie das Risiko für stressbedingte Herz-Kreislauf-Erkrankungen und das Risiko einer vorgezogenen Mortalität beeinflusst. Zwischen Gesundheit einerseits und „Komfort“ (BABISCH, 2001a) im Sinne einer Abwesenheit von Belästigungen andererseits besteht ein auf diese Weise feststellbarer Zusammenhang. Dieser Zusammenhang ist allerdings über eine große Bandbreite hinweg nur statistischer Artikel.

Die Unterscheidung zwischen Belästigung und Gesundheitsbeeinträchtigung ist im Übrigen auch zur Abgrenzung zwischen erträglichen (zumutbaren) und unerträglichen (unzumutbaren) Lärmwirkungen nur eingeschränkt geeignet. Die Beeinträchtigung der Lebensqualität durch Lärm kann, auch wenn sie nicht zu unmittelbar nachweisbaren physiologischen Veränderungen mit der Qualität einer Gesundheitsschädigung führt, ein außerordentlich hohes Ausmaß erreichen. Schwere Beeinträchtigungen nichtgesundheitlicher Art können unter Umständen unerträglicher sein als einzelne Formen der Gesundheitsbeeinträchtigung.

Schließlich muss berücksichtigt werden, dass die übliche Unterscheidung zwischen Gesundheitsbeeinträchtigungen und Belästigungen das Problemfeld auch nur unzureichend abdeckt, weil sie die relevanten negativen Auswirkungen des Lärms auf den Menschen nicht vollständig erfasst. So sind zum Beispiel Auswirkungen auf die kognitive Leistungsfähigkeit feststellbar, die weder als Belästigungen eingestuft werden können noch unter einen klar definierten Begriff der Gesundheitsbeeinträchtigung fallen, trotzdem aber als in hohem Maße relevant angesehen werden müssen.

Die erforderliche normative Festlegung von Zumutbarkeitsgrenzen sollte daher auf einer Ermittlung und Bewertung von Lärmwirkungen basieren, die die Auswirkungen des Lärms auf die *Lebensqualität insgesamt* erfasst. Zur Ermittlung einer in diesem umfassenden Sinne definierten Lärmwirkung, kann das Konzept der *gesundheitsbezogenen Lebensqualität* beitragen (BULLINGER et al., 1999). Der Ermittlung von Lärmwirkungen werden dabei gesundheitliche, psychologische, soziale und funktionale Parameter zugrunde gelegt. Als gesundheitliche Parameter werden die allgemeine Beschwerdehäufigkeit, die von Ärzten diagnostizierten Krankheiten und der derzeitige Gesundheitsstatus berücksichtigt. Mit den psychischen Variablen werden persönliche Kriterien erfasst sowie das Ausmaß von Stress und Belastungen, die durch Lärm ausgelöst werden. Die sozialen Aspekte der *gesundheitsbezogenen Lebensqualität* berücksichtigen unter anderem das Kommunikations- und Hilfeverhalten, und die so genannte funktionale Dimension erfasst Veränderungen des Freizeitverhaltens und der kognitiven Leistungsfähigkeit sowie Schlafschwierigkeiten unter Einfluss von Lärm.

Erste Hinweise, dass dies ein aussagefähiger Ansatz zur Bewertung der Auswirkungen von Fluglärm sein kann, liefert die „Münchener Fluglärmstudie“ (BULLINGER et al., 1999). In dieser Studie konnte gezeigt werden, dass die *gesundheitsbezogene Lebensqualität* von Kindern innerhalb von 18 Monaten stark abnahm, nachdem sie einer neuen Lärmquelle in Form des neu errichteten Münchener Flughafens ausgesetzt waren. So wurde z. B. die Fähigkeit der Kinder, komplizierte Puzzles und Tests zu lösen, deutlich geringer. Dies kann als Hinweis auf eine abnehmende kognitive Leistungsfähigkeit gedeutet werden.

596. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass eine ausschließliche Fixierung der Lärmbewertung auf gesundheitliche Aspekte unangemessen wäre. Für die Festlegung von Zumutbarkeitsgrenzen – insbesondere für die Fixierung von Grenzwerten – müssen zusätzlich Beschwerdehäufigkeiten und die oben aufgeführten Parameter der *gesundheitsbezogenen Lebensqualität* berücksichtigt werden. Dazu ist eine qualitative und quantitative Erfassung dieser Parameter bei Anwohnern von Flughäfen erforderlich. Diesbezügliche Untersuchungen stehen zur Zeit noch

in den Anfängen, jedoch sind die wissenschaftlichen Instrumente zur Ermittlung potenzieller Beeinträchtigungen der *gesundheitsbezogenen Lebensqualität* vorhanden. Schon jetzt kann davon ausgegangen werden, dass in Fällen, in denen Gesundheitsbeeinträchtigungen nicht auszuschließen sind, jedenfalls eine unzumutbare Beeinträchtigung der gesundheitsbezogenen Lebensqualität vorliegt (s. auch BULLINGER et al., 1999).

Weitere Untersuchungen sind erforderlich, um Erkenntnisse über Beeinträchtigungen der *gesundheitsbezogenen Lebensqualität* in routinemäßig anwendbare Standards (Grenzwerte etc.) zu übersetzen. Einzelne relevante Feststellungen können aber bereits als gesichert gelten (vgl. auch Tz. 585 ff.). Bei der Festlegung von Zumutbarkeitsgrenzen sollten jedenfalls die folgenden Erkenntnisse berücksichtigt werden (Angaben als $L_{eq(3)}$; zu den Einheiten s. Kasten in Tz. 584):

– Maximale Fluglärmimissionen von 50 dB(A) am Tag und 40 dB(A) nachts sind als grundsätzlich unkritisch anzusehen. Diese Pegel können allerdings bei einzelnen Personen zu Belästigungen führen.

– Erhebliche Belästigungen (25 % der Befragten geben eine starke Belästigung an) werden bei Fluglärmbelastungen oberhalb von 55 dB(A) tagsüber und von 45 dB(A) in der Nacht erreicht (s. außerdem zu Kommunikationsstörungen Tabelle 3.2.2-6).

– Oberhalb von 60 bis 65 dB(A) tagsüber und von 50 bis 55 dB(A) in der Nacht besteht zusätzlich ein höheres Risiko einer gesundheitlichen Beeinträchtigung.

Zu weitgehend gleichen Ergebnissen kommt hinsichtlich der Gesundheits- und Belästigungsaspekte die von Lärmschutzexperten formulierte so genannte „Neufahrner Resolution" (Verein für Wasser-, Boden und Lufthygiene, 2001), nach der bei Fluglärmbelastungen von 60 dB(A) tags und 50 dB(A) nachts aus präventivmedizinischer Sicht Gesundheitsbeeinträchtigungen zu erwarten sind und die Grenze zur erheblichen Belästigung bei Fluglärmbelastungen von 55 dB(A) tags und 45 dB(A) nachts erreicht wird. (s. Tabelle 3.2.2-6)

3.2.2.2.2 Defizite und Verbesserungsbedarf im gesetzlichen Schutzkonzept – zur Novellierung des Gesetzes zum Schutz gegen Fluglärm

3.2.2.2.2.1 Das bestehende Rechtsinstrumentarium zum Schutz vor Fluglärm

597. Das geltende Recht enthält mehrere im Ansatz zu unterscheidende Instrumente, die zur Verminderung der Lärmbelastung beitragen sollen:

– *Lärmschutz an der Quelle* durch gesetzliche Anforderungen an die Flugzeug- und Triebwerktechnik,

– *belastungsadäquate Bodenordnung* durch Bauverbote nach dem Fluglärmschutzgesetz sowie planerische Vorgaben nach Raumordnungs- und Städtebaurecht,

– *passiver Lärmschutz* in dem am stärksten betroffenen Flughafenumfeld nach dem Fluglärmschutzgesetz,

– *lärmbezogene Anforderungen an Neubau und wesentliche Änderungen* von Flughäfen nach dem Luftverkehrsgesetz (LuftVG),

– *Betriebsbeschränkungen* nach dem LuftVG, insbesondere Nachtflugverbote,

– *Integration und Koordination der Lärmschutzmaßnahmen* zum Fluglärmschutz durch Lärmminderungsplanung nach dem BImSchG und der zukünftigen EG-Umgebungslärmrichtlinie.

Tabelle 3.2.2-6

Belastungsbereiche, unterhalb derer relevante Lärmwirkungen mit großer Wahrscheinlichkeit nicht auftreten

Schutzbereich außen	Zeitbereich in Stunden		Beurteilungsgröße $L_{eq(3)}$ in dB(A)
Vermeidung von Hörschäden	24 h		< 70 dB(A)
Vermeidung gesundheitlicher Beeinträchtigung	Tag	16	< 60–65
	Nacht	8	< 50–55
Vermeidung von erheblichen Belästigungen	Tag	16	55
	Nacht	8	< 45
Vermeidung von Kommunikationsstörungen	Tag	16	< 50–55
	Nacht		

Quelle: ORTSCHEID und WENDE, 2001, verändert

Diese Rechtsinstrumente erfassen zwar alle wesentlichen Ansatzpunkte des Fluglärmschutzes; wirklich befriedigende, dem Stand von Lärmforschung und Vermeidungstechnik entsprechende Lösungen bietet das geltende Recht jedoch in keinem dieser nachfolgend dargestellten Regelungsbereiche.

Lärmschutz an der Quelle

598. Wesentliche Fortschritte in der Fluglärmbekämpfung sind vor allem bei den technischen Möglichkeiten zur Lärmminderung an der Quelle, also insbesondere bei der Triebwerktechnik, erreicht worden. Allerdings entspricht die internationale Flugzeugflotte zu großen Teilen noch nicht den heutigen Lärmminderungsmöglichkeiten. Rechtlich gilt es daher, durch möglichst hohe Anforderungen bei der Flugzeugzulassung und durch Betriebsbeschränkungen für lärmintensivere Altflugzeuge für eine zügige Anpassung der Flotte an den Stand der Lärmminderungstechnik zu sorgen.

Die geltenden europäischen und nationalen Regelungen zur Lärmbekämpfung an der Quelle finden ihre Grundlagen im Luftfahrtabkommen der internationalen Zivilluftfahrt-Organisation (ICAO), dessen Annex 16, Band 1 die Flugzeuge nach Zulassungsalter und zulässigen Lärmgrenzwerten einteilt (s. Kasten).

Die maßgeblichen Lautstärkeklassen der ICAO (Annex 16, Band 1):

Kapitel 2 (Chapter 2):

Relativ laute Flugzeuge, deren Musterzulassung zwischen 1970 und 1978 erfolgte und die nicht – nach einer Umrüstung (Hush-Kit) – die Grenzwerte des Kapitels 3 einhalten.

Kapitel 3 (Chapter 3):

Vergleichsweise leisere Flugzeuge, deren Musterzulassung nach 1978 erfolgt ist und die die in Kapitel 3 bestimmten, nach Flugzeuggröße und Triebwerkanzahl differenzierenden Emissionswerte jeweils für die Messpunkte vor dem Start, beim Starten und bei der Landung einhalten.

Das neue Kapitel 4 (Chapter 4):

Im Juni 2001 hat der ICAO-Rat neue Lärmhöchstwerte für Flugzeuge in einem neuen Kapitel 4 festgelegt, die gegenüber dem Kapitel 3 eine weitere Lärmverminderung um durchschnittlich 10 dB(A) verlangen. Diese Grenzwerte sollen jedoch erst ab 2006 als Standards für die Neuzulassung gelten.

An die Klassifizierung der ICAO anknüpfend hat die EG 1992 durch die Richtlinie 92/14 (ABl. EG 1992, Nr. L 76, S. 21) bestimmt, dass Kapitel-2-Flugzeuge seit April 1995 schrittweise bis zum 31. Februar 2002 Landeverbot auf den Flughäfen der EG-Mitgliedstaaten erhalten. Diese Richtlinie wird in Deutschland durch § 11c der Luftverkehrs-Ordnung umgesetzt. Mit der so genannten Hushkit-Verordnung 925/1999 des Rates vom 29. April 1999 (ABl. EG, Nr. L 115 vom 4. Mai 1999, S. 1) wurde des Weiteren geregelt, dass auch solche ehemaligen Kapitel-2-Flugzeuge, die nach technischer Umrüstung die Maximal-Lärmwerte des Kapitels 3 gerade noch unterschreiten (so genannte neubescheinigte Flugzeuge), auf den Flughäfen der EG ab dem 1. April 2002 nicht mehr betrieben werden dürfen, wenn sie nicht schon vor Inkrafttreten der Verordnung zugelassen worden sind.

599. Die Landebeschränkung für Kapitel-2-Flugzeuge kommt gemessen an den technischen Entwicklungen und in Anbetracht des dringenden Schutzbedarfs nicht nur viel zu spät, sie entspricht vielmehr schon jetzt nicht annähernd mehr dem Stand der Lärmminderungsmöglichkeiten im Flugzeugbau. Dies zeigt sich ganz offensichtlich an den erheblichen Lautstärkeunterschieden zwischen denjenigen Flugzeugen, die gerade noch die Anforderungen nach Kapitel 3 der ICAO erfüllen, und denjenigen modernen Flugzeugen, die diese Anforderungen schon weit übererfüllen. Insoweit sollten dringend die rechtlichen Anforderungen verschärft und klare, möglichst enge Zeithorizonte für die Zulässigkeit der lauteren Kapitel-3-Flugzeuge gesetzt werden. Die ICAO hat sich anspruchsvolleren Klassifizierungen lange entgegengestellt. Erst im Juni 2001 hat die Organisation mit einem neuen „Kapitel 4“ einen strengeren Lärmhöchstwert eingeführt, der um 10 dB(A) unter dem des Kapitels 3 liegt. Diese Neuerung bringt jedoch keine ausreichenden Fortschritte, weil die Reduzierung um 10 dB(A) wiederum hinter dem Stand der Technik zurückbleibt und der neue Grenzwert gleichwohl erst ab 2006 als Standard für die Neuzulassung von Flugzeugen, keineswegs aber auch als Grundlage allgemeiner Betriebsverbote für bereits zugelassene Flugzeuge gelten soll. Hinsichtlich des Flugzeugbestands hat sich die ICAO-Vollversammlung mit ihrer Entschließung A33/7 vom Oktober 2001 vielmehr sehr restriktiv dahin gehend erklärt, dass die assoziierten Staaten keinerlei Maßnahmen zur Beschränkung von Flugzeugen ergreifen sollen, die die Lärmgrenzwerte des Kapitels 3 von Annex 16, Band 1 einhalten.

600. Vor dem Hintergrund dieser Entschließung und in Anbetracht dessen, dass die EG-Mitgliedstaaten und viele betroffene Regionen sich der Fluglärmbelastung zunehmend durch flughafenspezifische Betriebsbeschränkungen zu erwehren versuchen, hat die Europäische Kommission inzwischen einen Vorschlag für eine „Richtlinie über Regeln und Verfahren für lärmbedingte Betriebsbeschränkungen auf Flughäfen der Gemeinschaft“ vorgelegt (Vorschlag vom 28. November 2001 KOM(2001)695 endg.), die ein kohärentes Vorgehen bei der Einführung von Betriebsbeschränkungen für laute Flugzeuge sicherstellen soll. Dabei geht es allerdings vor allem darum, den Luftfahrtunternehmen europaweit einheitliche Auslauf- und Übergangsfristen zu gewährleisten. Die Möglichkeiten, *absolute* Betriebsbeschränkungen gegenüber lauteren Flugzeugen zu verhängen, sollen

nach dem Richtlinienvorschlag auf Flugzeuge begrenzt werden, die Lärmhöchstwerte des Kapitels 3 der ICAO nur geringfügig unterschreiten (um nicht mehr als 5 EP-NdB – *Effective Perceived Noise dB)*. Nur für diese Flugzeuge, die gerade noch die Grenzwerte des Kapitels 3 einhalten, sollen absolute Betriebsbeschränkungen erlassen werden dürfen, und dies auch nur dann, wenn die Notwendigkeit zu solchen Beschränkungen nach einer umfassenden Prüfung der Lärmauswirkungen und aller sonstigen Möglichkeiten der Lärmbekämpfung unverzichtbar erscheint (Artikel 5 und 6 des Vorschlags). Auch diese Maßgaben des EG-Richtlinienvorschlags müssen, gemessen an der technischen Entwicklung, den heutigen technischen Möglichkeiten und dem vordringlichen Handlungsbedarf, als wenig fortschrittlich bezeichnet werden. Immerhin setzt sich der Richtlinienvorschlag aber mit der Möglichkeit, auch für Kapitel-3-Flugzeuge absolute Betriebsbeschränkungen einzuführen, über die ICAO-Entschließung hinweg, nach der diese Flugzeuge von jeglicher Betriebsbeschränkung freigestellt bleiben sollen.

In Ermangelung einheitlicher, dem Stand der Technik entsprechender Anforderungen an die Lärmintensität der Flugzeuge versuchen die deutschen Flughäfen schon seit mehreren Jahren, die besonders lärmarmen Flugzeuge durch Nachlässe bei den Landegebühren zu begünstigen („Bonusregelung"). Dabei orientieren sie sich an der so genannten Bonusliste des Bundesverkehrsministeriums, in der die vergleichsweise leiseren der Kapitel-3-Flugzeuge erfasst werden. Solche Möglichkeiten der Steuerung über Vergünstigungen oder durch finanzielle Anlastung der externen Kosten bei den Betreibern lärmintensiver Flugzeuge werden den Mitgliedstaaten auch nach dem oben genannten Richtlinienvorschlag eröffnet bleiben. Die Erhebung von „Lärmgebühren" erscheint nicht zuletzt in Anbetracht der erheblichen für den passiven Schallschutz im Flughafenumfeld aufzuwendenden Kosten als ein sachgerechter Weg zur Milderung der Lärmkonflikte.

Passiver Schallschutz und Siedlungsbeschränkungen – die Schutzzonenregelungen des Fluglärmschutzgesetzes

601. Das Fluglärmschutzgesetz bezweckt neben einem Minimum an passivem Schallschutz für das am stärksten betroffene Flughafenumfeld insbesondere auch eine gewisse Freihaltung dieser Gebiete von lärmempfindlichen Nutzungen. Kerninstrument des Fluglärmschutzgesetzes sind zwei „Schutzzonen", die in Abhängigkeit von der voraussichtlichen Lärmbelastung – gemessen als $L_{eq(4)}$ – um die Flughäfen herum festzusetzen sind. Schutzzone 1 umfasst das am stärksten belastete Gebiet, in dem die Lärmbelastung 75 dB(A) übersteigt und Schutzzone 2 darüber hinausgehend das Gebiet, in dem die Lärmbelastung zwischen 67 und 75 dB(A) liegt. Die voraussichtliche Lärmbelastung ist dabei anhand des äquivalenten Dauerschallpegels – gemessen als $L_{eq(4)}$ (vgl. Kasten in Tz. 584) – unter Berücksichtigung von Art und Umfang des voraussehbaren Flugbetriebes zu ermitteln (§ 3 Fluglärmschutzgesetz). Gemäß der Anlage zu § 3 Fluglärmschutzgesetz erfolgt dies durch Mittelung der prognostizierten Schallimmissionen für die sechs verkehrsreichsten Monate eines repräsentativen Jahres, wobei nächtliche (22 bis 6 Uhr) Schallereignisse stärker gewichtet werden. Nur alle zehn Jahre ist zu überprüfen, ob sich die Lärmbelastung wesentlich verändert hat oder sich innerhalb der nächsten zehn Jahre voraussichtlich wesentlich ändern wird (§ 4 Abs. 3 Fluglärmschutzgesetz); gegebenenfalls sind die Schutzzonen neu festzusetzen. Eine wesentliche Änderung liegt nach § 6 Abs. 2 Satz 2 Fluglärmschutzgesetz allerdings erst dann vor, wenn sich der äquivalente Dauerschallpegel an der äußeren Grenze des Lärmschutzbereichs um mehr als 4 dB(A) erhöht, was in der Lärmwahrnehmung der Betroffenen mehr als einer Verdoppelung der Belastung entspricht.

602. Innerhalb der Schutzzonen gelten bestimmte, durch den Flughafenhalter zu entschädigende Bauverbote. Besonders empfindliche Nutzungen wie Krankenhäuser und Altenheime sind grundsätzlich ausgeschlossen. Wohngebäude dürfen weiterhin errichtet werden, soweit ihre Errichtung bereits vor der Festsetzung des Lärmschutzbereichs bauplanungsrechtlich zulässig war (§ 5 Abs. 2) und sie den besonderen Schallschutzanforderungen der Schallschutzverordnung (Verordnung über bauliche Schallschutzanforderungen nach dem Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm vom 5. April 1974, BGBl. I, S. 903) entsprechen. Weitergehende Nutzungsausschlüsse nach dem Städtebaurecht bleiben gemäß § 16 Lärmschutzgesetz möglich.

Innerhalb der Schutzzone 1 wird den Eigentümern von empfindlichen Einrichtungen und Wohnungen gegen den Flughafenhalter ein Erstattungsanspruch für Schallschutzmaßnahmen eingeräumt. Der Umfang der erstattungsfähigen Schallschutzmaßnahmen richtet sich nach der Schallschutzverordnung aus dem Jahre 1974 (Verordnung über bauliche Schallschutzanforderungen nach dem Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm, BGBl. I 1974, S. 903). Die Dämmung muss nach dieser Verordnung so beschaffen sein, dass in den Gebäudeinnenräumen in Schutzzone 1 eine Lautstärke von 50 dB(A) – gemessen als $L_{eq(4)}$ – nicht überschritten wird.

603. Mit der Dimensionierung der Schutzzonen und der Einschränkung der Schallschutzansprüche (auf Schutzzone 1 und einen Dämmwert von 50 dB(A)) vermittelt das Fluglärmschutzgesetz dem lärmbetroffenen Gebäudebestand ganz offensichtlich nur einen äußerst rudimentären, auf Innenräume beschränkten Schutz vor Extrembelastungen. Bedenkt man, dass nach dem Stand der Wirkungsforschung bereits bei einer Fluglärmbelastung von $L_{eq(3)}$ = 50 dB(A) nachts Gesundheitsbeeinträchtigungen möglich sind (Tz. 592), so kann dieses Schutzkonzept nicht einmal denjenigen Betroffenen der Schutzzone 1 gegenüber genügen, denen es erstattungsfähige Schallschutzmaßnahmen gewährt. Als vollkommen unzureichend muss das Konzept aus präventivmedizinischer Sicht für die Bewohner der Schutzzone 2

gelten, in der dem Wohnungsbestand eine Lärmbelastung von bis zu 75 dB(A) und gegebenenfalls sogar bis zu 79 dB(A) – gemessen als $L_{eq(4)}$ – zugemutet wird, wenn der Lärm nach der Schutzzonenfestlegung um bis zu 4 dB(A) zunimmt. Diese hohen Belastungen, die dem Flughafenbestand immer noch zugebilligt werden, werden gegenüber dem Neubau oder wesentlichen Änderungen von Flughäfen schon längst nicht mehr als zumutbar eingestuft (vgl. OVG Hamburg, Urteil vom 3. September 2001 – 3 E 32/98.P). Das BVerwG hat beispielsweise den Planfeststellungsbeschluss zum Flughafen München II darin bestätigt, die Zumutbarkeitsschwelle für den Wohninnenraum bei einem Dauerschallpegel von 55 dB(A) anzusetzen (BVerwG, Urteil vom 29. Januar 1991, BVerwGE 87, 332, 334 ff.; unter nochmaliger eingehender Auswertung der medizinischen Lärmwirkungsforschung auch BVerwG, Urteil vom 27. Oktober 1998, BVerwGE 107, 313, 329 f.). Dass bereits bestehende Flughäfen diese Zumutbarkeitsschwelle um mehr als 20 dB(A) überschreiten dürfen, kann weder durch allgemeine wirtschaftliche noch durch Bestandschutzerwägungen gerechtfertigt werden.

604. Ein weiterer gravierender Mangel der geltenden Schutzzonenregelung besteht in der Berechnungsmethode für die zugrunde zu legenden Dauerschallpegel, die dazu führt, dass sich die Schutzzonen aufgrund der fortschreitenden Abnahme der Maximalpegel tendenziell verkleinern, obwohl die Anzahl der Überflüge ganz erheblich zunimmt und auch die Belastung in der Wahrnehmung der Betroffenen tendenziell noch weiter ansteigt (vgl. LAI, 1997, C. III a). Zudem ist die Berechnungsmethode des Fluglärmschutzgesetzes nicht mit den üblichen Methoden zur Berechnung sonstiger Lärmbelastungen z. B. durch Verkehrs- oder Gewerbelärm kompatibel, was die Berücksichtigung von Summationswirkungen erheblich erschwert (zur Notwendigkeit der Berücksichtigung summativer Lärmbelastungen SRU, 1996, Tz. 494). Gravierende Summenpegel können im Flughafenumfeld vor allem in Anbetracht der häufig zu beobachtenden halbherzigen Siedlungspolitik auftreten, wenn nämlich dort verstärkt Gewerbe und Industrie angesiedelt, gleichzeitig aber auch weiterhin besonders lärmempfindliche Nutzungen zugelassen werden (KLEIN, 2001). Eine solche konfliktverschärfende Siedlungsentwicklung wird durch das Fluglärmschutzgesetz keineswegs ausgeschlossen.

605. Durch die zu enge Begrenzung der Schutzbereiche und die nicht belastungsadäquate Lärmberechnung ist das Fluglärmschutzgesetz auch in seiner städtebaulichen Zielsetzung, die Flughafenumgebung möglichst von lärmempfindlichen Einrichtungen freizuhalten, offensichtlich ungenügend. Das Berechnungsmodell des Gesetzes lässt ein weiteres Heranrücken der Wohnbebauung an die Flughäfen zum Teil sogar dann zu, wenn die effektiven Belastungen aufgrund der starken Verkehrszunahme gleich geblieben oder sogar gestiegen sind. Tatsächlich ist an zahlreichen Flughäfen ein weiteres Heranrücken der Wohnbebauung zu beobachten (LAI, 1997, S. 2). In dieser Entwicklung kommt ein weiterer zentraler Mangel des geltenden Schutzkonzepts zum Ausdruck: Eine vernünftige Steuerung der Siedlungsentwicklung, mit der die konfligierenden Raumnutzungen mittel- bis langfristig stärker separiert werden, wird durch die viel zu schwachen Nutzungsbeschränkungen nicht gewährleistet. Insbesondere ist zu bemängeln, dass der bauplanungsrechtlich zulässige Wohnungsbau vollständig aus dem Bauverbot ausgenommen ist. Selbst in der Schutzzone 1 bleibt der Wohnungsbau auf solchen Flächen erlaubt, auf denen er bauplanungsrechtlich bereits zulässig war, weil ein Bauverbot für diese Flächen zu beträchtlichen Entschädigungsansprüchen gegen die Flughafenhalter führen müsste.

606. Dass die Schutzzonenregelung des Fluglärmschutzgesetzes zum Schutz der betroffenen Nachbarn und zur Gewährleistung einer lärmadäquaten Siedlungsbeschränkung weithin ungenügend ist, hat der Länderausschuss für Immissionsschutz bereits 1997 ausgeführt (LAI, 1997). Der LAI empfiehlt den Ländern und Gemeinden, mit den Mitteln des allgemeinen Raumplanungsrechts (Raumordnung, Landesplanung und Bauleitplanung) wesentlich über die Schutzzonenregelung des Fluglärmschutzgesetzes hinausgehende Siedlungsbeschränkungen vorzunehmen. Konkret wird empfohlen, auf der Basis des (für große Flughäfen) belastungsadäquateren Äquivalenzparameters $L_{eq(3)}$ Siedlungsbeschränkungsbereiche für alle Gebiete festzulegen, in denen der Fluglärm einen äquivalenten Dauerschallpegel von mehr als 60 dB(A) umfasst. In diesen Gebieten sollen die Flächennutzungspläne und die Bebauungspläne keine neuen Flächen für Wohnnutzungen oder schutzbedürftige Einrichtungen ausweisen.

607. Im Anschluss an die Empfehlungen des LAI hat sich auch die Ministerkonferenz für Raumordnung vom 4. Juni 1998 für erweiterte raumplanerische Siedlungsbeschränkungen ausgesprochen. In einigen Raumordnungsprogrammen und Landesentwicklungsplänen der Bundesländer sind bereits entsprechende Darstellungen aufgenommen worden. Inwieweit solche Planungen beschlossen und inwieweit sie auch wirklich umgesetzt werden, wird jedoch in weitem Maße dem Ermessen der zuständigen Behörden und dem Handlungswillen der betroffenen Gemeinden überlassen. Das kann im Hinblick auf die vielfach unzumutbare Belastungslage nicht befriedigen. Vielmehr muss, um eine im Mindestmaß belastungsadäquate Siedlungsstruktur zu fördern und wenigstens zu gewährleisten, dass nicht noch weitere empfindliche Nutzungen an die Flughäfen heranrücken, ein entsprechender verbindlicher Planungsleitsatz eingeführt werden. Das kann durch eine Ausweitung der Schutzzonen des Fluglärmschutz geschehen, wobei zugleich eine weiter gehende Beschränkung des Wohnungsneubaus angestrebt werden sollte. Eine planerische „Entwidmung“ von Wohnungsbauland wäre dabei in den Grenzen des § 42 Abs. 2 BauGB auch ohne Entschädigung möglich und grundsätzlich wünschenswert.

608. Zusammenfassend bleibt hinsichtlich des Fluglärmschutzgesetzes festzuhalten, dass es in seiner

Schutzwirkung sowohl hinsichtlich des Lärmschutzes am Gebäudebestand als auch in Bezug auf die Siedlungsentwicklung im Flughafenumfeld äußerst defizitär und offensichtlich von weit gehenden Zugeständnissen an die Wirtschaftlichkeit des Flugverkehrs geprägt ist. Es ist daher bereits als „Gesetz zum Schutz von Flughäfen" bezeichnet worden (JARASS, 1994, S. 149).

Um einen angemessenen Lärmschutz im Gebäudebestand und eine belastungsadäquate Siedlungsentwicklung zu gewährleisten, müssen die Schutzzonen deutlich ausgeweitet, die Lärmsanierung gleichermaßen forciert und die Ansiedlung weiterer empfindlicher Nutzungen einschließlich des Wohnens möglichst unterbunden werden. Ein solchermaßen erweiterter Lärmschutz brächte zusätzliche Kosten für den Flugverkehr mit sich. Das Interesse am preiswerten Luftverkehr rechtfertigt jedoch nicht, dass die Gesundheit und Lebensqualität der Anwohner sowie ihre materiellen Interessen beeinträchtigt werden, zumal sich erhebliche Verbesserungen im Lärmschutz schon mit relativ geringen Aufpreisen auf die Flugpreise finanzieren ließen (JÖRG, 2001). Fortschritte im Lärmschutz an der Quelle müssen in Zukunft in verstärktem Maße den Lärmbetroffenen zugute kommen.

Anforderungen an Neuerrichtung und Änderungen von Flughäfen

609. Die Lärmvermeidung bei Neuerrichtung und Änderungen von Flughäfen ist ein wesentlicher Gesichtspunkt der Planfeststellung nach § 8 LuftVG. Im Rahmen der nach dem Luftverkehrsgesetz erforderlichen Planabwägung hat die zuständige Behörde jede Lärmbelästigung zu berücksichtigen, die nicht nur als geringfügig anzusehen ist (BVerwG, Urteil vom 29. Januar 1991, BVerwGE 87, 332, 341 ff.; Urteil vom 27. Oktober 1998, BVerwGE 107, 313, 322). Sie kann nach ihrem planerischen Ermessen alle diejenigen Maßnahmen zum Lärmschutz festsetzen, die ihr zur Abwehr unverhältnismäßiger Beeinträchtigungen der Anwohner geboten erscheinen. Als mögliche Schutzmaßnahmen kommen nicht nur Maßnahmen des passiven Schallschutzes, sondern insbesondere auch Betriebsbeschränkungen und Betriebsregelungen (z. B. bestimmte Anflugverfahren) in Betracht, die den Flughafenbetreibern per Nebenbestimmung zum Planfeststellungsbeschluss aufgegeben werden können. Derartige Bestimmungen unterliegen jedoch dem planerischen Ermessen der Zulassungsbehörde. Die betroffenen Bürger haben also insoweit keinen Anspruch auf konkrete Schutzanordnungen, sondern lediglich auf eine gerechte Abwägung ihrer Lärmschutzinteressen. Zwingend geboten ist nach § 9 Abs. 2 LuftVG lediglich ein Mindestmaß an passivem Lärmschutz. Nach dieser Vorschrift sind dem Vorhabenträger die Errichtung und Unterhaltung derjenigen Anlagen aufzuerlegen, die für das öffentliche Wohl oder zur Sicherung der Benutzung der benachbarten Grundstücke gegen Gefahren oder Nachteile erforderlich sind. Als derlei bauliche Schutzvorkehrungen kommen hinsichtlich des Lärmschutzes vor allem Lärmschutzwände und Schallschutzfenster in Betracht. Soweit solche Vorkehrungen zur Abwehr von Gefahren und Nachteilen erforderlich sind, haben die lärmbetroffenen Flughafenanwohner darauf auch einen – gerichtlich durchsetzbaren – Rechtsanspruch (BverwG E 56, 110, 138; 87, 332 ff.). Allerdings bietet auch dieser Anspruch keine Basis für einen adäquaten Lärmschutz, und zwar aus folgenden Gründen:

Der Anspruch gilt nur gegenüber einem planfeststellungsbedürftigen Neubau oder wesentlichen Änderungen von Flughäfen im Sinne von § 8 LuftVG. Von vornherein nicht erfasst werden damit Militärflughäfen und so genannte Landeplätze ohne Linienverkehr (siehe aber die Betriebszeitbeschränkungen der Landeplatzschutzverordnung), die keiner Planfeststellung unterliegen. Ebenfalls nicht erfasst sind allmähliche oder durch den Bau von Nebenanlagen bewirkte Betriebssteigerungen, die aber die häufigste Ursache dafür sind, dass die Lärmbelastung in der Flughafenumgebung weiter zunimmt oder jedenfalls trotz leiserer Flugzeuge nicht abnimmt. Erhebliche Steigerungen des auf einem Flughafen abgewickelten Flugverkehrs werden oftmals durch den (Aus-)Bau von Nebenanlagen, z. B. eines Terminals, erreicht. Solche Baumaßnahmen werden dennoch nicht als wesentliche Änderungen begriffen, sondern schlicht nach Baurecht genehmigt. Der Schutzanspruch des Luftverkehrsgesetzes greift also nur gegenüber Kapazitätserweiterungen, die unmittelbar durch eine Erweiterung der Start- und Landevorrichtungen veranlasst werden.

Der Anspruch nach § 9 Abs. 2 LuftVG ist außerdem auf bauliche Schutzmaßnahmen und damit auf passiven Lärmschutz (im Wesentlichen Schallschutzfenster und sonstige Maßnahmen am betroffenen Gebäude) beschränkt. Es gilt kein Vorrang aktiven Lärmschutzes vor passivem Lärmschutz wie nach § 41 BImSchG für den Straßen- und Schienenverkehr (BVerwG, Urteil vom 5. März 1997, NuR 1997, S. 435). Eine entsprechende Regelung, nach der ein aktiver Lärmschutz beim Emittenten – so z. B. Nachtflugverbote – im Falle ihrer wirtschaftlichen Vertretbarkeit dem passiven Lärmschutz vorzuziehen ist, fehlt im Luftverkehrsgesetz. § 41 BImSchG kann hier auch nicht analog angewendet werden (BVerwG, Beschluss vom 20. Februar 1998, NVwZ 1998, S. 850).

Ein weiterer ganz erheblicher Wirksamkeitsverlust ergibt sich bei § 9 Abs. 2 LuftVG daraus, dass gesetzliche Grenzwerte fehlen, jenseits derer „Gefahren oder Nachteile" im Sinne von § 9 Abs. 2 LuftVG zwingend anzunehmen wären. Das Gesetz sieht nicht einmal eine dem § 43 BImSchG entsprechende Ermächtigungsgrundlage zur Normierung solcher Grenzwerte vor. Ohne gesetzliche Grenzwerte bleibt die Bestimmung aber viel zu vage, als dass sie im Vollzug einen passablen, gleichmäßigen Mindestschutz gewährleisten könnte. Daher verwundert es nicht, dass bei nahezu jeder bedeutsameren Flughafenerweiterung die Gerichte zur Entscheidung der Lärmkonflikte angerufen werden. Zwar haben die Gerichte bis hin zum Bundesverwaltungsgericht mithilfe von Sachverständigengutachten selbst recht anspruchs-

volle Zumutbarkeitsschwellen abgeleitet (Tz. 603). Das Bundesverwaltungsgericht hat jedoch stets betont, dass diese gerichtliche Ableitung nicht allgemein im Sinne bundesweit anzuwendender Grenzwerte, sondern nur jeweils konkret für den Einzelfall unter Berücksichtigung der individuellen Gegebenheiten erfolgen könne. Dabei wird den Richtern durch die vollkommen vage Formel des § 9 Abs. 2 LuftVG zugemutet, unterschiedlichste physiologische und psychologische Wirkungen des Lärms zu bewerten, die vielfach gar nicht eindeutig den Kategorien von „gesundheitsschädlich“ und/oder „nur belästigend“ zugeordnet werden können und die zu weiten Teilen nicht nur die Gesundheit im eigentlichen Sinne, sondern vielmehr auch massiv das allgemeine Wohlbefinden und die *gesundheitsbezogene Lebensqualität* der Lärmbetroffenen mindern. Dass diese Bewertung erhebliche Entscheidungsspielräume eröffnet und damit in gerichtlichen Einzelfallentscheidungen auch eine gewisse Willkür provoziert, liegt auf der Hand (BERKEMANN, 2001, S. 141 f.).

610. Die Bestimmung der Zumutbarkeitsgrenzen für diese Belastungen ist ganz offensichtlich in erster Linie eine (politische) Wertungsentscheidung, die – jedenfalls für einen solch hochrelevanten Bereich wie den Fluglärm – nicht der gerichtlichen Kasuistik überlassen werden darf, sondern wie im Bereich des Straßen- und Schienenverkehrs dringend einheitlich durch den Gesetzgeber entschieden werden sollte (BERKEMANN, 2001, S. 141). Eine konkrete Grenzwertregelung ist dabei nicht nur aus Gründen der Vollzugs- und Rechtssicherheit sowie einheitlicher Rahmenbedingungen im Flugverkehr, sondern zur Gewährung eines Mindestmaßes an effektivem Gesundheitsschutz auch verfassungsrechtlich geboten. Mit einer gesetzlichen Grenzwertregelung nach dem Muster der §§ 41 ff. BImSchG und der 16. BImSchV könnte endlich auch der spezifischen Belastungswirkung des Fluglärms und dem erheblichen Verlust an *gesundheitsbezogener Lebensqualität* angemessen Rechnung getragen werden. Insbesondere wäre dabei auch vorsorgend der Umstand zu berücksichtigen, dass die wissenschaftlichen Kenntnisse über die gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms (noch) sehr lückenhaft sind, jedoch bereits ernst zu nehmende Hinweise auf mögliche Gesundheitsbeeinträchtigungen bestehen (Tz. 595 f.).

Betriebsbeschränkungen, insbesondere zum Schutz der Nachtruhe

611. Im Rahmen der Betriebsgenehmigung nach § 6 LuftVG oder auch der Planfeststellung können dem Flughafenbetreiber auch zum Schutz vor lärmbedingten Gefährdungen der Flughafenanlieger und zur Wahrung öffentlicher Interessen Betriebsbeschränkungen auferlegt werden. Um wenigstens gesundheitsgefährdende Störungen der Nachtruhe zu vermeiden, sind auf dieser Grundlage an fast allen deutschen Flughäfen Nachtflugbeschränkungen eingeführt worden, allerdings nicht umfassend, sondern meist nur für besonders laute Flugzeuge, die nicht den Anforderungen der Lärmklasse 3 der ICAO entsprechen. Diese partiellen Nachtflugbeschränkungen sind außerdem von einer Vielzahl unterschiedlicher Ausnahmeregelungen geprägt, sodass es regelmäßig doch zu gravierenden Störungen der Nachtruhe kommen kann. Strengere Anforderungen können meist aus wettbewerblichen Gründen nicht durchgesetzt werden, weil sie rasch zu Verlagerungen auf andere Flughäfen mit höheren Nachtkapazitäten führen. Gerade auch deshalb ist es dringend erforderlich, einheitliche gesetzliche Anforderungen an den Nachtflugverkehr für alle deutschen und möglichst auch – auf Gemeinschaftsebene – für alle europäischen Flughäfen festzulegen. Der LAI empfiehlt dazu eine differenzierte Regelung, die den fortschrittlichen technischen Lärmvermeidungsmöglichkeiten, den Schutzbedürfnissen der Bevölkerung und den Erfordernissen des Flugverkehrs gleichermaßen Rechnung trägt. Nach den LAI-Leitlinien soll bei Verkehrsflughäfen eine Kernzeit von 00.00 Uhr bis 06.00 Uhr grundsätzlich flugfrei gehalten werden. In der Zeit von 22.30 bis 00.00 Uhr soll ein Flugverbot für eine neu einzuführende Klasse der nicht mehr dem Stand der Technik entsprechenden Kapitel-3-Flugzeuge gelten. Ausnahmen sollen nur in näher bezeichneten dringenden Fällen zulässig sein (LAI, 1997, C. II. 1.). Mittelfristig hält der Umweltrat eine solche differenzierende Lösung für angemessen, die mit Rücksicht auf den heute noch unausweichlichen Nachtverkehrsbedarf Ausnahmen zulässt. Wie in Abschn. 3.2.2.2.1 (Tz 591 f.) aus präventivmedizinischer Sicht dargelegt wurde, sollte allerdings langfristig ein möglichst absolutes Nachtflugverbot angestrebt werden.

Bereichsübergreifende Lärmminderungsplanung, insbesondere die geplante EG-Umgebungslärmrichtlinie

612. Ein belastungsadäquater und effektiver Lärmschutz lässt sich nur erreichen, wenn zum einen die Belastungssituation möglichst wirklichkeitsgetreu ermittelt wird. Dazu gehört auch die Erfassung von summativen Belastungen, die sich durch eine Verlärmung aus unterschiedlichen Quellen ergeben. Zum anderen müssen die unterschiedlichen im Einzelfall möglichen Maßnahmen zu einem möglichst effizienten Handlungsprogramm gebündelt und gegebenenfalls zeitlich gestaffelt werden. Insoweit bedarf es also einer strategischen, planerischen Koordination der einzelnen bereichsspezifischen Ansatzpunkte des Lärmschutzes. Dass der Lärmschutz folglich auf der Grundlage einer integrierten Lärmschutzplanung erfolgen sollte, haben sowohl die ICAO in ihrer Entschließung A33/7 vom Oktober 2001 (dort Appendix B) als auch das Europäische Parlament und der Rat in ihrem Richtlinienvorschlag zu lärmbedingten Betriebsbeschränkungen (KOM(2001)695 endg., 10., 11. und 19. Erwägungsgrund; zum Inhalt des Vorschlags vgl. Tz. 600) postuliert und dabei auch ganz besonders die Bedeutung der Betroffenenbeteiligung betont.

613. Eine entsprechende Lärmminderungsplanung ist nach geltendem nationalen Recht durch § 47a BImSchG

für „Wohngebiete und andere schutzwürdige Gebiete“ geboten, „wenn in den Gebieten nicht nur vorübergehend schädliche Umwelteinwirkungen durch Geräusche hervorgerufen werden oder zu erwarten sind.“ Das ist in der Umgebung von Flughäfen meist der Fall (zu den Möglichkeiten der Lärmminderungsplanung im Flughafenumfeld siehe Bundesvereinigung gegen Fluglärm e.V., 2000). Jedoch sind wirklich qualifiziert ausgestaltete Lärmminderungspläne für diese Gebiete noch eine Seltenheit. Dieses Konzeptions- und Planungsdefizit haben auch das Europäische Parlament und der Rat in ihrem Vorschlag für eine Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm aufgegriffen (EU, 2000). Der Richtlinienentwurf sieht nicht nur allgemein einen einheitlichen Lärmindex und eine einheitliche Berechnungsmethode für die Erfassung von Umgebungslärm, sondern auch spezielle Aktionspläne zur Fluglärmminderung in der Umgebung von Großflughäfen (mit einem Verkehrsaufkommen von über 50 000 An- und Abflügen pro Jahr) vor (Artikel 8 des Entwurfs). Eine solche speziell auf die Flughafenumgebung ausgerichtete Lärmminderungsplanung unter intensiver Einbeziehung der betroffenen Bürger erscheint in hohem Maße sinnvoll. Die geplanten Richtlinienbestimmungen sollten daher unterstützt und frühzeitig entsprechende Regelungen auch auf nationaler Ebene getroffen werden.

Zwischenbilanz: Wesentliche Defizite und Verbesserungsbedarf beim gesetzlichen Fluglärmschutz

614. Zusammenfassend ist gegenüber dem geltenden Recht zum Fluglärmschutz folgender wesentlicher Verbesserungsbedarf zu reklamieren:

– Die Anforderungen der ICAO, der EG und des nationalen Rechts zum Lärmschutz an der Quelle (Flugzeug-, insbesondere Triebwerktechnik) entsprechen nicht mehr dem Stand der Technik. Sie sollten dringend verschärft werden. Dies kann die Bundesrepublik zum Schutz ihrer Bürger durchaus auch allein und als Vorreiter tun. Weder die ICAO noch WTO, GATT oder das EG-Recht schließen strengere nationale Anforderungen an die Flugzeugtechnik aus (zur Vereinbarkeit höherer Anforderungen mit dem EG-Recht ausdrücklich EuGH, Urteil vom 14. Juli 1998 – Rs. C-389/96, NVwZ 1998, S. 1075 f.).

– Um die Stadtentwicklung mittel- bis langfristig so zu steuern, dass in der hauptbelasteten Flughafenumgebung möglichst nur noch vergleichsweise unempfindliche Nutzungen angesiedelt sind, sollten nach dem Vorbild der LAI-Leitlinien (LAI, 1997) deutlich über die geltende Schutzzonenregelung des Fluglärmschutzgesetzes hinausgehende Siedlungsbeschränkungsbereiche durch verbindliche Planungsleitsätze bestimmt werden.

– Um ein den gravierenden Belastungswirkungen angemessenes Mindestmaß an Lärmschutz im Gebäudebestand zu gewährleisten, sollte die Lärmsanierung über eine deutliche Ausweitung der Schutzzonen im Fluglärmschutzgesetz forciert werden.

– Ein aus präventivmedizinischer Sicht vordringlicher Mindestschutz der Nachtruhe sollte durch einheitliche gesetzliche Nachtflugbeschränkungen gewährleistet werden. Mittelfristig müssten dabei einige Ausnahmen für unabweisbaren Nachtflugverkehrsbedarf zugelassen werden, langfristig sollte ein möglichst ausnahmsloses Nachtflugverbot gelten.

– Für die durch Anlegung und wesentliche Änderungen von Flughäfen und durch wesentliche Erweiterungen des Flughafenbetriebs verursachten zusätzlichen Lärmimmissionen sollte eine Lärmbegrenzungs- und Grenzwertregelung nach dem Modell der §§ 41 ff. BImSchG und der 16. BImSchV eingeführt werden, nach der oberhalb angemessener Grenzwerte – zusätzlich zu der bereits bestehenden Lärmbelastung – grundsätzlich keine weiter gehende Belastung mehr hervorgerufen werden darf. Die für Wohngebiete grundsätzlich einzuhaltenden Grenzwerte sollten sich dabei nach Ansicht des Umweltrates unter Berücksichtigung der gesundheitlichen Lärmwirkungen einschließlich der diesbezüglich bestehenden Indizien und Unsicherheiten sowie der gravierenden Beeinträchtigungen der *gesundheitsbezogenen Lebensqualität* an den oben genannten Bewertungssystemen orientieren (Tz. 596).

– Allgemein sollte für den Fall, dass die noch festzulegenden Grenzwerte überschritten werden, die Pflicht zur Erstellung eines Lärmminderungsplans bzw. eines Aktionsplans nach Maßgabe der geplanten EG-Umgebungslärmrichtlinie eingeführt werden.

– Um einen allgemein gleichwertigen flächendeckenden Lärmschutz in Deutschland zu erreichen, sollten auch die Militärflughäfen und auch besonders lärmrelevante Landeplätze ohne Linienverkehr in das Schutzregime mit einbezogen werden.

– Um eine international kompatible Darstellung der Belastungssituation zu gewährleisten, sollte schließlich die Verwendung des Berechnungsfaktors $L_{eq(3)}$ – anstelle des bisher verwendeten $L_{eq(4)}$ – verbindlich vorgeschrieben werden, wobei auch die Vorgaben des Entwurfs für die EG-Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm (EU, 2000) umgesetzt werden könnten.

Auf einen Großteil dieser Defizite und Verbesserungsmöglichkeiten hat bereits 1998 der Verkehrsausschuss des Deutschen Bundestages hingewiesen (Bundestagsdrucksache 13/11140 vom 26. Juni 1998, S. 3 f.). Gegen Ende der 13. Legislaturperiode forderte daraufhin der Bundestag die Bundesregierung dazu auf, Vorschläge zur Modernisierung des Lärmberechnungsverfahrens sowie zur Bestimmung eines verbesserten adäquaten Gesamtschutzniveaus durch konkrete Bewertungsverfahren, Zumutbarkeitsgrenzen, Schutzzonen, Schutzauflagen und

Eingriffsschwellen zu unterbreiten (Plenarprotokoll der 246. Sitzung vom 2. September 1998, S. 23016 D). Das Bundesumweltministerium erarbeitete daraufhin einen inoffiziellen Referentenentwurf, dessen wesentliche Inhalte in einem Eckpunktepapier veröffentlicht wurden (BMU, 2001). Der Novellierungsvorschlag, der weit reichende Änderungen des Fluglärmschutzgesetzes vorsah, stieß innerhalb des Kabinetts auf vehemente Widerstände. Es ist daher bedauerlicherweise ausgeschlossen, dass ein entsprechender Gesetzentwurf in der 14. Legislaturperiode überhaupt noch in das Gesetzgebungsverfahren eingebracht werden wird.

3.2.2.2.2.2 Der Referentenentwurf zur Novellierung des Fluglärmschutzgesetzes

615. Der vom Bundesumweltministerium im November 2000 vorgelegte Referentenentwurf sieht im Kern folgende Neuerungen vor:

– Ausweitung des Anwendungsbereiches des Fluglärmschutzgesetzes mit dem Ziel, materiell vergleichbare Fluglärmsituationen gleich zu behandeln, wobei Luft- und Bodenschießplätze ausdrücklich einbezogen werden,

– Modernisierung des Ermittlungsverfahrens für die Bestimmung der Schutzzonen 1 und 2 auf Grundlage des international gebräuchlichen energieäquivalenten Mittelungspegels $L_{eq(3)}$ und Differenzierung nach Tag und Nacht,

– Absenkung der Grenzwerte für die Schutzzonen-Festlegung für Verkehrs- und Militärflugplätze, für Schutzzone 1 auf einen energieäquivalenten Dauerschallpegel – gemessen als $L_{eq(3)}$ – von 65 dB(A) (zivil) bzw. 68 dB(A) (Militär), für Schutzzone 2 auf 60 dB(A) (zivil) bzw. 63 dB(A) (Militär), wobei die Begünstigung der Militärflugplätze nur übergangsweise bis zum 1. Januar 2010 gelten soll,

– Ausweisung von Nachtschutzzonen, in denen bei Überschreitung von 50 dB(A) Anspruch auf Erstattung der Kosten für belüfteten Schallschutz durch den Flugplatzbetreiber und bei regelmäßiger Überschreitung eines nächtlichen Maximalpegels (L_{max}) von 55 dB (A) im Schlafraum bei zur Lüftung geöffnetem Fenster Anspruch auf belüfteten Schallschutz besteht, sowie die Aufnahme eines Nachtflugverbots für laute Verkehrsflugzeuge ins Luftverkehrsrecht,

– für den Neubau und die wesentliche Änderung von Flugplätzen werden weiter reichende Schutzzonen bestimmt (für Schutzzone 1 tags 60 dB(A), für Schutzzone 2 tags 55 dB(A), für die Nachtschutzzone 45 dB(A)), und es wird zusätzlich zum Anspruch auf passiven Gebäude-Schallschutz eine – nach Maßgabe einer noch zu erlassenden Rechtsverordnung zu gewährende – Entschädigung für Beeinträchtigungen des Außenwohnbereichs vorgesehen. Für die Definition der wesentlichen Änderung wird dabei auf das Konzept der 16. BImSchV zurückgegriffen: Eine Änderung ist wesentlich, wenn sie zu einer Erhöhung der Zahl der Flugbewegungen um mehr als 25 % oder zu einer Erhöhung des äquivalenten Dauerschallpegels an der Grenze der Schutzzone 2 oder der Nacht-Schutzzone um mindestens 3 dB(A) führt,

– Ausweitung der Information der Bürger und Einbindung von Vertretern der Betroffenen in flugverkehrsbezogene Beratungs- und Entscheidungsgremien.

616. Wenn es gelingen könnte, diese durch das Umweltministerium anfänglich avisierten Neuregelungen in Kraft zu setzen, würden damit wesentliche Mängel des gesetzlichen Schutzkonzepts beseitigt. Wie mit Blick auf den vorstehend erläuterten Verbesserungsbedarf unschwer zu erkennen ist, würden allerdings auch einige gravierende Defizite bestehen bleiben, und zwar insbesondere dadurch, dass

– keine annähernd dem Stand der Technik entsprechenden Anforderungen an den Lärmschutz an der Quelle festgesetzt werden,

– die für den Flughafenbestand ebenso wie die für Neubau und wesentliche Änderungen von Flughäfen bestimmten Grenz- bzw. Zonenwerte sowie die technischen Anforderungen an den ggf. zu leistenden passiven Schallschutz nicht genügen, um auch gravierende Belästigungen auszuschließen,

– militärischen Flughäfen ohne einsichtigen Grund höhere Emissionen zugestanden werden,

– kein Vorrang von mit verhältnismäßigem Aufwand möglichen aktiven Lärmschutzmaßnahmen nach dem Muster von § 41 ff. BImSchG gelten soll,

– keine konsequenten Planungsleitsätze zur Beschränkung von Wohnungsbau im Flughafenumfeld eingeführt werden,

– keine ausreichenden Nachtflugbeschränkungen vorgesehen sind,

– keine institutionelle Koordinierung der unterschiedlichen Lärmschutzmaßnahmen im Sinne der auf EU-Ebene ins Auge gefassten Aktionspläne vorgeschrieben werden soll.

Insoweit hält der Umweltrat den Novellierungsvorschlag des Umweltministeriums für einen wichtigen, aber nur für einen *ersten* Schritt.

3.2.2.2.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

617. Die verkehrsbedingte Lärmbelastung der Bevölkerung ist inzwischen eines der schwerwiegendsten Probleme des Umwelt- und Gesundheitsschutzes. Während in den meisten sonstigen Bereichen des Immissionsschutzes weit reichende Minderungserfolge erzielt werden konnten, ist die Lärmbelastung mit dem zunehmenden Verkehr vielfach weiter gestiegen, ohne dass dagegen wirklich wirksame Maßnahmen ergriffen worden sind.

Bereits in seinem Sondergutachten „Umwelt und Gesundheit" hat der Umweltrat den zunehmenden Leidensdruck in der lärmbetroffenen Bevölkerung ausführlich geschildert und auf die Dringlichkeit einer neuen integrierten und effektiven Lärmschutzpolitik hingewiesen (SRU, 1999, Tz. 510). Ganz besonders vordringlich ist dabei die Intensivierung des Fluglärmschutzes. Nach wie vor werden den vielen im Umfeld von Flughäfen wohnenden und arbeitenden Menschen hohe Lärmbelastungen und damit einhergehend erhebliche Gesundheitsrisiken oder jedenfalls gravierende Einbußen *gesundheitsbezogener Lebensqualität* zugemutet.

618. Unbestrittene Grenzen der Zumutbarkeit liegen bei einer Lärmbelastung, die langfristig zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen führen kann. Auf Schutz vor lärmbedingten Gesundheitsbeeinträchtigungen haben die Betroffenen ein grundrechtlich verbürgtes Recht (Artikel 2 Abs. 2 Satz 1 GG). Eine entsprechende Zumutbarkeitsschwelle kann zwar aufgrund der vielfältigen noch bestehenden Unsicherheiten in der Lärmwirkungsforschung nicht anhand einer trennscharfen medizinischen Unterscheidung von gerade noch verträglichen und eben nicht mehr unschädlichen Immissionen erfolgen. Aufgrund der heute vorliegenden Hinweise auf mögliche lärmbedingte Gesundheitsschäden können jedoch durchaus risikobezogene Vorsorgeentscheidungen getroffen werden. Aus Sicht der Lärmwirkungsforschung ist davon auszugehen, dass bei chronischen Fluglärmbelastungen oberhalb von 60 bis 65 dB(A) tagsüber und von 50 bis 55 dB(A) – gemessen als $L_{eq(3)}$ – in der Nacht ein erhöhtes Risiko gesundheitlicher Beeinträchtigungen besteht. Belastungen oberhalb von 55 dB(A) tagsüber und von 45 dB(A) in der Nacht werden als erhebliche Störungen und Belästigungen empfunden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass unter anderem auch angesichts individuell unterschiedlicher Empfindlichkeiten, die Grenze zwischen Belästigung und Gesundheitsbeeinträchtigung durch Lärm fließend ist.

619. Im Übrigen ist es auch nicht sach- und interessengerecht, das Schutzkonzept im Wesentlichen auf den Gesundheitsschutz zu beschränken. Die nachteiligen Wirkungen des Fluglärms sind nicht nur gesundheitlicher Artikel. Meist liegen sie in erster Linie in einer erheblichen Minderung der *gesundheitsbezogenen Lebensqualität,* wobei unter anderem auch Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit feststellbar sind. Beeinträchtigungen dieser Art können gravierender empfunden werden als bestimmte gesundheitliche Beeinträchtigungen. Mit dem Konzept der *gesundheitsbezogenen Lebensqualität* wird versucht, die Auswirkungen des Fluglärms auf Integrität und Wohlbefinden in diesem Sinne umfassend zu ermitteln. Die so verstandene Lebensqualität muss als schützenswertes Gut anerkannt und gegenüber dem Interesse am preiswerten Flugverkehr angemessen zur Geltung gebracht werden.

620. Das geltende Instrumentarium zum Schutz vor Fluglärm ist allerdings nicht annähernd geeignet, die Belastung auf ein gesundheitsverträgliches und in Anbetracht der sonstigen Schutzinteressen der Lärmbetroffenen angemessenes Maß zu vermindern. Dazu fehlt es insbesondere an

– ausreichenden, dem Stand der Technik annähernd entsprechenden Anforderungen an die zulässigen Lärmemissionen von Flugzeugen,

– einem gesetzlichen Schutzkonzept, das unzumutbare Belastungen auf der Grundlage gesetzlicher Grenzwerte durch eine angemessene und effiziente Mischung von Maßnahmen des aktiven und des passiven Schallschutzes möglichst vermeidet, und zwar nicht nur gegenüber lärmerheblichen Neubau- oder Erweiterungsmaßnahmen, sondern auch gegenüber bestehenden Flughäfen,

– einheitlichen gesetzlichen Nachtflugbeschränkungen,

– hinreichend strengen Planungsleitsätzen und Siedlungsbeschränkungen, die gewährleisten, dass lärmempfindliche Nutzungen einschließlich Wohnungen im besonders betroffenen Flughafenumfeld nicht mehr entstehen, sondern langfristig möglichst durch unempfindliche gewerbliche und industrielle Nutzungen verdrängt werden,

– einer Pflicht zur Erstellung eines integrierten (Flug-) Lärmminderungsplans bzw. eines Aktionsplans nach Maßgabe der geplanten EG-Umgebungslärmrichtlinie, der auch die Berücksichtigung von Summenpegeln einschließt,

– einer adäquaten Einbeziehung von Militärflughäfen und besonders lärmrelevanten Landeplätzen in das Schutzregime.

621. Im Hinblick auf diese vielfältigen Defizite im gesetzlichen Lärmschutzkonzept begrüßt der Umweltrat die Vorschläge des Umweltministeriums zur Novellierung des Fluglärmschutzgesetzes als einen wichtigen Schritt zur Verbesserung der Belastungslage. Allerdings bleibt der Novellierungsentwurf in einigen Punkten durchaus unvollständig und hinter den Möglichkeiten zurück, die dem Gesetzgeber für einen problemadäquaten und angemessenen Lärmschutz zu Gebote stehen. Der Umweltrat sieht vor allem folgenden Nachbesserungsbedarf:

– Der Lärmschutz an der Quelle sollte nach dem Stand der Technik und möglichst durch europaweite Zulassungsstandards sowie Start- und Landeverbote für Flugzeuge, die nicht diesen Standards (mindestens der Bonusliste des Bundesverkehrsministeriums) entsprechen, verschärft werden.

– Die Schallschutzanforderungen für bestehende Flughäfen sollten noch weiter verschärft und möglichst den für Neubau und wesentliche Änderungen vorgeschlagenen angeglichen werden. Das Schutzzonenkonzept des Fluglärmschutzgesetzes sollte außerdem durch Schallpegelgrenzwerte – Dauerschall- und Maximalpegel – für die Fluglärmbelastung ergänzt

werden, weil gerade Überflughäufigkeit und deren Maximalpegel L_{max} ganz wesentlich zur belastenden Wirkung von Fluglärm beitragen.

– Die Siedlungsbeschränkungen im Flughafenumfeld sollten deutlich erweitert werden. Wenigstens von den verfassungsrechtlichen Möglichkeiten, weiteren Wohnungsbau entschädigungsfrei auszuschließen, sollte erschöpfend Gebrauch gemacht werden.

– Es sollte ein allgemeines Nachtflugverbot eingeführt werden. Durch ausgewogene Ausnahmemöglichkeiten kann der Übergang zu einem langfristig anzustrebenden, möglichst ausnahmslosen Nachtflugverbot angemessen abgestuft werden. Hinsichtlich des Zeitrahmens und der Ausnahmemöglichkeiten sollte nach Ansicht des Umweltrates eine an den Ergebnissen des Frankfurter Mediationsverfahrens orientierte Lösung (Flugverbot von 23.00 bis 5.00 Uhr; Mediationsgruppe Flughafen Frankfurt/Main, 2000) angestrebt werden.

– Es sollte unbedingt eine anspruchsvolle fluglärmbezogene Lärmschutz- bzw. Aktionsplanung eingeführt werden, die eine Beteiligung der betroffenen Bürger und beteiligten Verbände einschließt.

– Wenigstens im Rahmen einer integrierten Lärmschutzplanung sollte auch die Berücksichtigung von Summenpegeln aus den Fluglärm- und sonstigen Lärmbelastungen gewährleistet werden.

In Anbetracht dieses weiteren Nachbesserungsbedarfs beim Fluglärmschutz ist es für den Umweltrat nicht nachvollziehbar, dass das Wirtschafts- und das Verkehrsministerium bereits den Novellierungsvorschlag des Umweltministeriums als überzogenen Umweltschutz zurückweisen. Vielmehr verhält es sich so, dass die politischen Interventionen der Wirtschafts- und Verkehrsressorts auf einer einseitigen Überbewertung wirtschaftlicher Interessen beruhen. Demgegenüber weist der Umweltrat noch einmal nachdrücklich darauf hin, dass das Interesse an einem preiswerten Luftverkehr nicht über elementare Lebensbedingungen der lärmbetroffenen Bevölkerung gestellt werden darf. Es ist auch nicht einsichtig, dass lärmtechnische Verbesserungen und Verbesserungsmöglichkeiten im Flugzeugbau primär zur Ermöglichung zusätzlichen Flugverkehrs statt zur Verbesserung der Lage der lärmbetroffenen Anwohner genutzt werden. Die finanzielle Mehrbelastung für einen angemessenen Lärmschutz darf nicht verweigert, sondern muss möglichst wettbewerbsneutral gestaltet werden, indem sie gleichmäßig allen Flughäfen in Deutschland und nach Möglichkeit auch in Europa auferlegt wird.

Schließlich erinnert der Umweltrat noch einmal an den umweltverkehrspolitischen Gesamtzusammenhang der Fluglärmproblematik. In diesem Zusammenhang muss es darum gehen, Kurzstreckenflüge auf lärm- und schadstoffärmere sowie klimafreundliche Verkehrsträger zu verlagern.

3.2.2.3 Elektromagnetische Felder

622. Die Besorgnis über mögliche Gesundheitsgefahren durch „elektromagnetische Strahlen“ in der Bevölkerung nimmt zu. Diese Problematik wurde vom Umweltrat bereits 1994 und 1996 im Zusammenhang mit der damals in Vorbereitung befindlichen Verordnung über elektromagnetische Felder (26. BImSchV) diskutiert (vgl. SRU, 1994, Tz. 554; SRU, 1996, Tz. 543 ff.). In dieser Verordnung werden Grenzwerte für Frequenz und Feldstärke von Hoch- und Niederfrequenzanlagen festgelegt. Die Grenzwertsetzung für Hochfrequenzfelder wurde an der vom menschlichen Körper absorbierten Wärmeenergie, dem so genannten thermischen Effekt, orientiert. Für die Niederfrequenzfelder war die im menschlichen Körper induzierte Stromdichte, die natürlicherweise 10 mA/m^2 nicht überschreitet, grenzwertbestimmendes Kriterium. Die Grenzwerte für die elektrische Feldstärke verhindern darüber hinaus die Aufladung nicht geerdeter Gegenstände (z. B. Autotüren, Metallzäune etc.), sodass es nicht zu Kontaktströmen oder vorübergehenden Entladungen beim Berühren kommt. Das in diesem Zusammenhang häufig verwendete Wort „Elektrosmog“ ist griffig, aber missverständlich, da „Smog“ (zusammengesetzt aus engl. *smoke* und *fog*) eigentlich die besonders ausgeprägten, mit Dunst- oder Nebelbildung verbundenen Luftverunreinigungen bezeichnet, die in emissionsintensiven Gebieten vor allem bei Inversionswetterlagen entstehen. Bei dem so genannten Elektrosmog handelt es sich dagegen um Einflüsse von unterschiedlichen Feldern, Wellen und Strahlen, die unabhängig voneinander auftreten können, verschiedene Quellen haben und sehr unterschiedliche Wirkungsmechanismen besitzen. Dabei ist zwischen ionisierender Strahlung, hochfrequenten elektromagnetischen Feldern sowie niederfrequenten elektrischen und magnetischen Feldern zu unterscheiden (vgl. Tabelle 3.2.2-7).

Um die Wirkung magnetischer Felder auf Organismen beurteilen zu können, müssen die unterschiedlichen Feldcharakteristika wie Zeitverlauf, Frequenz, Feldstärke bzw. Flussdichte, Energie, räumliche Verteilung sowie Dauer der Einwirkung berücksichtigt werden. Zudem ist zu beachten, dass die Erde ein eigenes magnetisches Feld aufweist und dass auch natürliche elektrische Felder existieren.

3.2.2.3.1 Effekte der elektromagnetischen Felder auf den Menschen

623. Das Risiko des Menschen, durch Einwirkungen elektromagnetischer Felder zu erkranken, ist von vielen Faktoren abhängig. Im Folgenden werden die Einflüsse verschiedener Strahlungsarten und elektromagnetischer Felder betrachtet. Aufgrund der Vielfalt weiterer Störfaktoren, denen Menschen täglich ausgesetzt sind (wie z. B. Luftschadstoffen, Lärm, Stress und möglichen Synergieeffekten), ist das tatsächliche Risiko schwer zu ermitteln. Zusätzlich erschwert die starke Emotionalisierung dieses Themas die Erhebung objektiver Befunde.

Tabelle 3.2.2-7

Frequenzen und Richtwerte der Emittenten elektromagnetischer Felder

Quelle	Frequenz	Messabstand Bemerkungen	Typ. Messwerte der Exposition	Strahlenschutz Richtwerte*
Rundfunksender Mittelwelle	1,4 MHz	Leistg. 1,8 MW 50 m 300 m	450 V/m 90V/m	73,5 V/m*
		Grenzwerte ab ca.	350 m eingehalten	
Kurzwelle	16–10 MHz	Leistg. 750 kW 50 m 220 m	121,5 V/m 27,5 V/m	27,5–36 V/m*
		Grenzwerte ab ca.	220 m eingehalten	
UKW	88–108 MHz	Leistg. ∞#100 kW ca. 1,5 km	< 0,05 W/m^2	2 W/m^2
		Grenzwerte ab ca.	250 m eingehalten	
CB-Funk, Walkie-Talkies	27 MHz	Leistung wenige Watt; 5 cm	bis 1 000 V/m und 0,2 A/m	SAR < 2 W/kg
		Der SAR-Grenzwert für Sendeleistung	wird bei diesen bis 4 W eingehalten	Geräten
Fernsehsender VHF	174–216 MHz	Leistg. ∞300 kW ca. 1,5 km	< 0,02 W/m^2	2 W/m^2
		Grenzwerte ab ca.	150 m eingehalten	
UHF	470–890 MHz	Leistg. ∞5 MW ca. 1,5 km	< 0,005 W/m^2	2–4 W/m^2
		Grenzwerte ab ca.	75 m eingehalten	
Mobilfunk Basisstation D- Netz	890–960 MHz	Leistung max. 50 W je Kanal; ca. 50 m	< 0,001 W/m^2	4 W/m^2
Antenne am mobilen Sender (Telefonhörer)		3 cm	< 2 W/m	SAR < 2 W/kg
		Der SAR-Grenzwert mit Sendeleistung	im D-Netz für Geräte bis 2 W eingehalten	
Mikrowellen- kochgeräte	2,45 GHz	Mittelwerte aus 130 Messungen 5 cm 30 cm	0,62 W/m^2 < 0,06 W/m^2	Geräteabstand: 5 cm Abstand von der Oberfläche: < 50 W/m^2
Diebstahlsicherungs- systeme	0,9–10 GHz	zugänglicher Bereich, im Nutzstrahl	< 0,002 W/m^2	5–10 W/m^2
Radargeräte Flugüberwachung und Militär	1–10 GHz	Leistg. 0,2–20 kW 100 m 1 km	10 W/m^2 < 0,02 W/m^2	10 W/m^2
Verkehrsradar	9–35 GHz	Leistg. 0,5–100 MW 3 m 10 m	0,25 W/m^2 < 0,01 W/m^2	10 W/m^2
HF-Belastung in Ballungsräumen	Rundfunk- und Fernsehsender	Höchstwerte an wenigen Orten Deutschlands	0,1–0,4 W/m^2	2–4 W/m^2

* Grenzwerte nach 26. BlmSchV

Quelle: Bundesamt für Strahlenschutz, 1999

3.2.2.3.1.1 Ionisierende Strahlung

624. Die von der Einwirkung ionisierender Strahlung ausgehende Gefahr von Leukämieerkrankungen, direkten Fehlbildungen des Fetus (Teratogenese) oder irreparablen Schädigungen der chromosomalen DNA ist wissenschaftlich unumstritten. Über den auslösenden Mechanismus liegen bereits genaue Erkenntnisse vor. Die Art der ionisierenden Strahlung kann dabei verschieden sein. Ionisierend wirken die Röntgenstrahlung, die radioaktive Strahlung, die elektromagnetische Gammastrahlung und die Teilchenstrahlung (Alpha-, Beta- und Neutronenstrahlung). Um die biologische Wirkung beschreiben zu können, muss die Energiedosisleistung (gesamte absorbierte Energiedosis pro Zeit [dD/dt]) unter Berücksichtigung der Strahlenart (Äquivalenzdosis) bestimmt werden. Die somatisch schädigenden Effekte sind auf die radikalbildenden Eigenschaften der ionisierenden Strahlen zurückzuführen. Werden Bestandteile der DNA durch Radikale verändert, kann es zum Ausfall der Zellfunktion, also dem Absterben einzelner Zellen, oder zur Zellentartung (Tumorbildung) kommen. Besonders gefährdet sind sämtliche Zellen mit einer hohen Teilungsrate (für die Gewichtungsfaktoren, die dies zum Ausdruck bringen, s. Tabelle 3.2.2-8). Von einer derartigen Schädigung sind daher meist zunächst das blutbildende (hämatopoetische) Organ und die Zellen der Keimbahn betroffen. Erbgutschäden in Keimzellen sind als besonders kritisch zu betrachten, da sie zu Fehlbildungen und angeborenen Erkrankungen auf die Nachkommen führen können.

625. Da im Bereich der ionisierenden Strahlung eine Dosis-Wirkungs-Beziehung gut ermittelt werden kann, ist es möglich, insbesondere beruflich exponierte Personen vor ionisierenden Strahlen hinreichend zu schützen. Der Umweltrat sieht zurzeit im Zusammenhang mit dem Einfluss ionisierender Strahlen auf die menschliche Gesundheit keinen akuten Handlungsbedarf.

Tabelle 3.2.2-8

Gewichtungsfaktoren zur Umrechnung einer Teilkörperbestrahlung in die gleichwertige effektive Ganzkörperdosis der Internationalen Strahlenschutzkommission der WHO

Körperteil	Gewichtungsfaktor
Keimdrüsen	0,20
Rotes Knochenmark, Dickdarm, Lunge, Magen	0,12
Blase, Brust, Leber, Speiseröhre, Schilddrüse	0,05
Übrige Körperbereiche (außer Haut und Knochenoberfläche)	0,05
Haut, Knochenoberfläche	0,01

Quelle: ICRP, 2000

3.2.2.3.1.2 Hochfrequente elektromagnetische Felder (1 MHz bis 300 GHz)

Störungen bei medizinischen Implantaten

626. Es ist seit langem bekannt, dass hochfrequente Felder einen Störeffekt auf medizinische Implantate (Herzschrittmacher), Hörgeräte, Insulinpumpen und Impulsgeber für Parkinsonkranke haben. So kann z. B. die Funktion von Herzschrittmachern sowohl durch hochfrequente als auch durch niederfrequente elektromagnetische Felder beeinträchtigt werden. Dies kann einen asynchronen Rhythmus oder eine ausbleibende Stimulation des Herzens zur Folge haben (HAUSER et al., 1985). Eine Störung von Herzschrittmachern bei Mobilfunknutzung ist bis zu einem Abstand von maximal 20 cm beobachtet worden, sodass Patienten in der Regel risikolos telefonieren können, wenn ein ausreichender Abstand zwischen Telefon und Schrittmacher eingehalten wird.

Emissionen elektromagnetischer Felder von anderen Geräten und Anlagen, z. B. Diebstahlsicherungen, können die besonders störanfälligen medizinischen Implantate und Körperhilfen ebenfalls in ihrer Funktion beeinträchtigen. Aus der Sicht des Umweltrates ist es deshalb erforderlich, die Emissionen zu spezifizieren und an den Geräten auszuweisen sowie die Verträglichkeit dieser Geräte für Risikogruppen weiterhin zu verbessern.

Kanzerogene Wirkung

627. Bezüglich einer kanzerogenen Wirkung elektromagnetischer Felder liefern wissenschaftliche Fall-Kontroll-Studien keine belastbaren Daten. Es gibt bisher keine Hinweise darauf, dass Augen- oder Hirntumore unter dem Einfluss elektromagnetischer Felder entstehen oder in ihrem Wachstum gefördert werden (INSKIP et al., 2001; JOHANSEN, 2000; MUSCAT et al., 2000; HARDELL et al., 1999). Nicht sicher geklärt ist bislang, ob eine Beziehung zwischen nicht ionisierender Strahlung (hochfrequente und niederfrequente Felder) und dem Entstehen von Brustkrebs (Mammakarzinom) besteht.

Epidemiologische Studien, in denen an großen Gruppen (1 492 bzw. 20 000 Personen) die berufliche Exposition gegenüber elektromagnetischen Feldern untersucht wurde, zeigten keine Erhöhung der Mortalität und keinen Anstieg der Krebsrate (Zusammenfassung s. ROTHMAN, 2000). Die Höhe der Exposition lag zwischen zwei und zehn mW/cm^2 (ROBINETTE et al., 1990; HILL, 1988; MILLHAM, 1988). In zwei Studien wird ein leichter Anstieg lymphatischer und hämatopoetischer Tumore verzeichnet. Dies könnte ein Hinweis auf eine chronische Belastung durch elektromagnetische Felder (Radar) am Arbeitsplatz sein, jedoch sind die Häufigkeiten der aufgetretenen Tumorfälle zu gering, um eine Korrelation herstellen zu können (ROBINETTE et al., 1990; MILLHAM, 1998). Vergleichbar hohe Belastungen am Arbeitsplatz kommen in der Normalbevölkerung üblicherweise nicht vor.

Allerdings existieren auch epidemiologische und tierexperimentelle Studien, die im Widerspruch zu den dargestellten Untersuchungen stehen. Diese zeigen hinsichtlich

ihrer Hinweise auf eine Kanzerogenität eine schwache Korrelation auf (COOGAN und ASCHENGRAU, 1998; VENA et al., 1996; WOLFF et al., 1996). Daher kann ein Effekt nicht völlig ausgeschlossen werden.

Im Hinblick auf ein mögliches Krebsrisiko durch hochfrequente elektromagnetische Felder des Mobilfunks liegen ebenfalls einige epidemiologische Studien vor (Tz. 635 ff.).

628. Die Ermittlung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung bereitet Schwierigkeiten, da unter anderem bislang noch kein geeigneter Dosimeter zur Verfügung steht, der die Erfassung der individuellen Exposition zulässt. Aufgrund der Vielzahl an verschiedenen Quellen hochfrequenter elektromagnetischer Felder ist es nicht möglich, bei der dosimetrischen Erfassung das jeweils emittierende Gerät zu selektieren. Das Signal häuslicher Quellen (z. B. DECT-Telefone, Mikrowellen, Computer, Monitore) unterscheidet sich zwar hinsichtlich der Frequenz und Intensität, es findet aber in der Regel eine Überlagerung der einzelnen Signale statt. Die gleiche Schwierigkeit besteht bei der individuellen Erfassung der Felder des Mobil- und Rundfunks (s. auch Tz. 635 ff.).

Thermische Wirkung

629. Hochfrequente Felder, insbesondere Mikrowellen, erzeugen Wärme, wenn sie von einem Organismus absorbiert werden. Wenn der Wärmeeffekt ausreichend hoch ist, kann er zu Verbrennungen, verstärkter Blutungsneigung (Hämorrhagien), Gewebsnekrosen oder sogar zum Tod führen. Es ist wissenschaftlich gesichert, dass eine übermäßige Erwärmung des Körpers oder von Körperteilen durch eine Absorption elektromagnetischer Energie schädlich ist (HUTTER et al., 2001).

Damit Reaktionen in Form von Wärmeeffekten, Dipolwirkungen oder Veränderungen der Ionenpermeabilität von Zellmembranen auftreten, müssen jeweils Schwellen der Feldstärke überschritten werden. Die Eindringtiefe elektromagnetischer Felder in die Haut und tiefer liegende Gewebe ist stark von der Frequenz, der Expositionsdauer und den dielektrischen, d. h. die Leitfähigkeit betreffenden Eigenschaften des Gewebes abhängig. Durch Untersuchungen, in denen Frequenzen hochfrequenter elektromagnetischer Felder eingesetzt wurden, die im Bereich des täglichen Lebens eine Rolle spielen, konnte die Bedeutung der auftretenden Temperaturerhöhung für die menschliche Gesundheit jedoch nicht geklärt werden.

630. Für die Exposition gegenüber Radarwellen am Arbeitsplatz wurden Grenzwerte zum Schutz der Beschäftigten festgelegt, die sich an medizinischen Kriterien orientieren und das Risiko einer Gefährdung minimieren. In epidemiologischen Studien wurde eine lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung errechnet. Aus präventivmedizinischen Gründen wird empfohlen, Expositionen im Bereich von 10 bis 100 mW/cm2 zu vermeiden (RICHTER et al., 2000). Da die Exposition der Normalbevölkerung deutlich unterhalb dieser Werte liegt, erscheint es zurzeit nicht erforderlich, weiter reichende Vorsorgemaßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor Radarwellen einzuleiten.

631. Die thermische Wirkung hochfrequenter Felder auf Gewebe wurde größtenteils in *in vitro*-Studien oder in Tierexperimenten untersucht. Nach den vorliegenden Untersuchungen ist der thermische Effekt bei den für die Normalbevölkerung vorkommenden Expositionen auf experimentell erzeugte Zellmembranen zu gering, um Verhalten und Funktion dieser Membranen zu stören (EIBERT et al., 1999). Dagegen konnte bei genetisch veränderten niederen Organismen bei hoher Mikrowellenbestrahlung eine induzierte Stressantwort in Form einer vermehrten Produktion von Hitzeschockproteinen (hsp) beobachtet werden (DANIELLS et al., 1998). Ähnliche Ergebnisse wurden in Versuchen mit Ratten erzielt. Es ist allerdings eher unwahrscheinlich, dass ein leichter Anstieg der Konzentration von Hitzeschockproteinen unter Befeldung eine Auswirkung auf die Gesundheit höherer Organismen hat. Eine Exposition gegenüber einer hohen Mikrowellenbestrahlung kommt zudem normalerweise nicht vor. Auch wenn die Übertragbarkeit der betreffenden Untersuchungsergebnisse auf den Menschen fraglich ist, muss die Energieabsorption der Gewebe kritisch betrachtet werden. Sie ist jedoch bei der Festlegung der Grenzwerte der 26. BImSchV bereits beachtet worden.

632. Für die Risikobewertung muss zusätzlich auf das Auge als kritisches Organ hingewiesen werden, da das Innere des Auges, insbesondere die Linse, temperaturisoliert ist und nur ein geringer Wärmeaustausch mit dem umgebenden Gewebe stattfindet. In der wissenschaftlichen Diskussion wurde die Bildung des Grauen Stars (Katarakt) durch die thermische Wirkung elektromagnetischer Felder der Mobilkommunikation als möglich erachtet. Es zeigte sich jedoch, dass dieses Krankheitsbild aufgrund der geringen Strahlungsintensität nicht durch die Nutzung von Mobiltelefonen hervorgerufen werden kann. Dagegen ist bekannt, dass Mikrowellen in hoher Intensität zur Erwärmung der Augenlinse führen und so die Bildung eines Katarakts auslösen können. Für beruflich exponierte Personen existieren daher besondere Schutzanweisungen (CUTZ, 1998).

Auswirkungen auf das Hörorgan sind bisher nicht bekannt. Die Möglichkeit des Absterbens der Sinneshärchen (Kinocilien) des Hörorgans konnte trotz intensiver Forschung nicht bestätigt werden, sodass nach derzeitigem Wissensstand eine Schädigung des Hörorgans ausgeschlossen zu sein scheint.

633. Die „Wärmewirkung“ wird im Rahmen der Elektrotherapie auch medizinisch genutzt (Diathermie) und gilt hier aufgrund der relativ kurzen Anwendungszeit als unbedenklich. Die Feldintensitäten liegen dabei um Größenordnungen über den bei Mobiltelefonen und Mobilfunksendeanlagen eingesetzten Intensitätsbereichen. Jedoch wird diese Therapie über einen verhältnismäßig kurzen Zeitraum eingesetzt (gewöhnlich zwischen 30 und 60 Minuten).

Athermische Effekte

634. Neben kanzerogenen und thermischen Wirkungen hochfrequenter Felder werden athermische Effekte verschiedener Art diskutiert. Ein wesentlicher Einfluss auf

Zellmembranen konnte bislang nicht nachgewiesen werden. Untersuchungen *in vitro* zeigten jedoch, dass möglicherweise ein Einfluss auf die Durchlässigkeit der Blut-Hirn-Schranke besteht. Diese verhindert den unkontrollierten Übertritt nicht fettlöslicher Substanzen in den Liquorraum des Gehirns und des Rückenmarks anhand von Zell-Zell-Kontakten (tight-junctions) zwischen Endothelzellen und einer dichten Gliazellschicht. Wirken hochfrequente Felder auf dieses System, könnte es auch für nicht fettlösliche Substanzen durchlässig werden. Hierzu existieren unterschiedliche wissenschaftliche Aussagen (SCHIRMACHER et al., 2000; SALFORD et al., 1994). Eine gesundheitliche Gefährdung der Menschen und Tiere durch eine biologische Wirkung der elektromagnetischen Felder kann jedoch aufgrund der vorliegenden Daten ebenfalls als äußerst unwahrscheinlich eingestuft werden.

Mobilfunk

635. In den letzten Jahren ist der Markt der mobilen Kommunikation stark gewachsen. Dadurch bedingt hat sowohl die Anzahl der verschiedenen Mobilfunksendeanlagen als auch die der Mobiltelefone zugenommen. Die Betreiber streben an, dem Kunden ein mehr oder weniger flächendeckendes Netz anzubieten, weshalb an vielen Standorten sichtbare oder nicht sichtbare Sendeanlagen (z. B. in Kirchtürmen oder im Dachgeschoss hoher Wohnhäuser) errichtet worden sind. Zurzeit hält diese Entwicklung noch an, sodass weiterhin Sendeanlagen errichtet und in Betrieb genommen werden.

Aufgrund des starken Wachstums in diesem Technologiebereich ist in der Öffentlichkeit die Befürchtung verbreitet, dass die Zunahme der hochfrequenten Felder einen schädlichen Einfluss auf die Gesundheit haben könnte. Zahlreiche Bürgerinitiativen, die Interessen von Personen vertreten, die ihre Gesundheit gefährdet sehen und sich durch den Mobilfunk belästigt fühlen, befürchten insbesondere einen schädlichen Einfluss durch Emissionen der Mobilfunksendeanlagen. Den Mobiltelefonen werden dabei nicht zwangsläufig die gleichen Bedenken entgegen gebracht. Es wird befürchtet, dass wohnortnahe Sendeanlagen unter anderem Krebs, Konzentrations- und Leistungsstörungen sowie unterschiedliche unspezifische Krankheitssymptome auslösen können. Von den Bürgerinitiativen wird eine drastische Reduzierung der bestehenden Grenzwerte und eine Abschaltung bzw. die Nicht-Inbetriebnahme einzelner Sendeanlagen gefordert. Häufig wird als Grund für die Notwendigkeit einer Abschaltung eine Zunahme der Erkrankungshäufigkeit – meist bei Kindern – angeführt, die erst nach Inbetriebnahme der entsprechenden Sendeanlage aufgetreten sei. Diese Beschwerden werden im Allgemeinen auf die emittierten „unsichtbaren“ hochfrequenten Felder zurückgeführt. Häufig bessern sich die unspezifischen Beschwerden der Kinder bei Wechsel des Wohnortes oder der „belasteten“ Schule. Ein gesundheitsschädlicher Einfluss der Sendeanlage kann jedoch nicht ohne ärztliche und sozialpsychologische Überprüfung als Begründung für das Entstehen von Krankheiten angesehen werden.

636. Gegen die Begründetheit der vorgebrachten Bedenken und Befürchtungen sprechen die Ergebnisse aus wissenschaftlichen Forschungsarbeiten über die gesundheitlichen Auswirkungen von elektromagnetischen Feldern aus Mobilfunksendeanlagen und Mobiltelefonen (SSK, 2001). Ein grundsätzliches Problem bei der Beurteilung gesundheitlicher Auswirkungen besteht allerdings in der Erfassung der individuellen Exposition gegenüber einzelnen Emittenten. Bei der Erfassung der spezifischen Absorptionsrate (SAR) kann keine Zuordnung der emittierten Felder zu den verschiedenen häuslichen und externen Quellen getroffen werden. Insbesondere Immissionen von Sendeanlagen können auf diese Weise nicht bestimmt werden, da die Intensität dieser Anlagen mit zunehmendem Abstand kontinuierlich geringer wird. Es kommt zu einer Überlagerung der Felder, deren spezifische Differenzierung zurzeit technisch noch nicht möglich ist. Die Bestimmung der individuellen Exposition gegenüber Sendeanlagen wird voraussichtlich auch zukünftig problematisch bleiben (BLETTNER et al., 2000).

Hinsichtlich der Bewertung der Emissionsquellen muss berücksichtigt werden, dass die Exposition der Bevölkerung gegenüber den eingeschalteten und sendenden Mobiltelefonen, schon aufgrund des Abstandes zum Körper, wesentlich höher ist als die Exposition gegenüber Mobilfunksendeanlagen. Im Haushalt zählen zu den bedeutenderen Emissionsquellen insbesondere auch die schnurlosen Telefone (DECT), deren Basisstationen im Gegensatz zu einem Mobiltelefon ständig Signale senden.

637. Die im Bereich der kanzerogenen Wirkungen durchgeführten epidemiologischen Fall-Kontroll- und Kohortenstudien sind größtenteils inhomogen und inkonsistent. Vereinzelte Hinweise auf einen Zusammenhang sind entweder nicht reproduzierbar – etwa im Tierversuch – oder statistisch nicht korrelierbar. Darüber hinaus ist die Krebsinzidenz in diesen Studien zu gering, um eine verlässliche statistische Auswertung durchführen zu können (ROTHMAN, 2000).

Die derzeit verbreitete Mobilfunktechnik hat sich erst in den letzten fünf bis zehn Jahren etabliert. Für Tumorinduzierung und Tumorbildung muss wahrscheinlich ein längerer Zeitraum angenommen werden. Eine erhöhte Tumorhäufigkeit wäre daher gegenwärtig noch nicht feststellbar. Anhaltspunkte für einen entsprechenden Wirkmechanismus existieren bislang nicht. Eine abschließende Aussage kann jedoch aufgrund des zu kurzen Beobachtungszeitraums noch nicht getroffen werden.

638. Thermische Effekte sind bei Mobilfunksendeanlagen eher unerheblich und haben lediglich bei Mobiltelefonen eine Bedeutung. Die Eindringtiefe in Gewebe beträgt bei Mobiltelefonen nur wenige Zentimeter (BERNHARDT, 1999). Bei einem längeren Telefonat beträgt die Temperaturerhöhung des in unmittelbarem Kontakt zum Mobiltelefon stehenden Gewebes maximal 1 °C. Weitere relevante Ergebnisse aus Studien zu thermischen Effekten werden an anderer Stelle beschrieben (Tz. 631).

639. Athermische Effekte, wie etwa ein Einfluss auf Zellmembranen durch im Mobilfunk eingesetzte Frequenzen, konnten nicht nachgewiesen werden. In einigen *in vitro*-Untersuchungen wurde ein geringer Effekt auf

Organsysteme, wie z. B. auf die Blut-Hirn-Schranke, ermittelt (s. auch Tz. 634). Die Relevanz dieser Beobachtung für die Auswirkung auf den Menschen ist weitgehend ungeklärt.

Eine in Bayern an Rindern durchgeführte epidemiologische Studie zur Frage von athermischen Effekten erwies sich als nicht geeignet, einen Einfluss elektromagnetischer Felder auf die Gesundheit von Rindern zu belegen oder zu widerlegen. Nachträglich stellte sich heraus, dass bei der Auswahl der untersuchten Betriebe verschiedene Einflussgrößen, wie die verschiedenen Rinderrassen, die Rinderviruserkrankung BVD (*bovine virus disease*) und die geographische Lage, zu wenig berücksichtigt worden waren. Diese Faktoren haben, wie auch die nicht ausreichend kontrollierten Parameter der Leistung (z. B. Milchproduktion) und des Verhaltens (z. B. Liegezeit während des Wiederkäuens), die Ergebnisse stark beeinflusst. Eine Beeinträchtigung dieser Parameter durch die Nähe zu Rundfunk- bzw. Mobilfunksendeanlagen lässt sich dennoch nicht völlig ausschließen (Bayrisches Umweltministerium, 2000).

Das ECOLOG-Institut hat im Auftrag von zwei Mobilfunkbetreibern eine Zusammenfassung und Bewertung der Forschungsarbeiten bezüglich elektromagnetischer Felder vorgenommen und kommt zu dem Schluss, dass vorsorgliche Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung erforderlich sind (HENNIES et al., 2000). In dieser Bewertung wird aufgrund nach wie vor offener Forschungsfragen die Empfehlung für eine drastische Absenkung der Grenzwerte ausgesprochen. Das ECOLOG-Institut kritisiert die angewendeten Methoden vorliegender Forschungsarbeiten dahin gehend, dass insbesondere statistische Methoden inkorrekt angewendet und deshalb falsche Schlussfolgerungen gezogen worden seien. Diese Kritik richtet sich vornehmlich gegen solche Studien, die keinen Hinweis auf eine gesundheitliche Schädigung aufzeigen. In einer Stellungnahme zum Gutachten des ECOLOG-Instituts werden formale Mängel und analytische Fehler dieser Arbeit angeführt (VOLLRATH, 2001). In dem Gutachten seien Forschungsergebnisse in einen falschen Kontext gestellt und in unzulässiger Art und Weise extrapoliert. Es werden überwiegend Forschungsarbeiten berücksichtigt, in denen mit elektromagnetischen Feldern gearbeitet wird, die im Mobilfunk nicht zur Anwendung kommen, z. B. Mikrowellen oder Radarstrahlen. Größtenteils wurden tierexperimentelle Studien betrachtet, ohne dass dies explizit erwähnt wird. Deren Ergebnisse werden für humantoxikologische Betrachtungen herangezogen, obwohl eine Übertragbarkeit dieser tierexperimentellen Studien auf Menschen nicht gegeben ist.

Darüber hinaus werden kausale Zusammenhänge zwischen elektromagnetischen Feldern und Gesundheitsbeeinträchtigungen beim Menschen postuliert. Hierfür wurden in der abschließenden Bewertung in der Regel nur Studien berücksichtigt, die einen Effekt zeigen. Die zahlreichen Untersuchungen, in denen kein Effekt gefunden wurde, werden dagegen nur in der tabellarischen Darstellung aufgeführt, jedoch im Text nicht angemessen berücksichtigt und bewertet. In seiner Stellungnahme kommt VOLLRATH zu dem Schluss, dass das Gutachten des ECOLOG-Instituts die Fragestellung nach Auswirkungen des Mobilfunks auf die menschliche Gesundheit nicht ausreichend fokussiert (VOLLRATH, 2001). Dadurch wird eine Gefährdung der Bevölkerung durch elektromagnetische Felder suggeriert, für die nach dem bisherigen Forschungsstand keine Anhaltspunkte bestehen.

640. In der Bevölkerung bestehen zusätzlich Bedenken, dass die extrem gepulsten Felder (vgl. Kasten unten) der UMTS, die in absehbarer Zeit von neu errichteten Sendeanlagen emittiert werden, einen gesundheitlichen Schaden hervorrufen können. Wie auch bei Feldern des derzeit aktiven Mobilfunks, werden hier Wirkungsmechanismen vermutet, die in Bio-Regulationssysteme des Körpers eingreifen. Diese Annahme gründet sich darauf, dass diese Regulationssysteme über elektrische Signale gesteuert werden. Die im Körper wirkenden und in kurzen Abständen aufeinander folgenden elektrischen Signale haben Ähnlichkeit mit gepulsten (getakteten) Feldern des Mobilfunks. Aufgrund dieser Analogie wird befürchtet, dass gepulste elektromagnetische Felder einen unkontrollierten steuernden Einfluss auf den körpereigenen Biorhythmus haben könnten. Über einen Einfluss des UMTS-Signals auf die menschliche Gesundheit kann zurzeit keine Aussage getroffen werden, da noch keine Studien zu UMTS vorliegen. Ein so genanntes Standardsignal, das das UMTS-Signal repräsentieren soll, wurde in der Forschung erst kürzlich eingeführt. Forschungsarbeiten in dieser Richtung beginnen zurzeit.

Pulsung

Eine Besonderheit der Wechselfelder sind gepulste (getaktete) Felder. Hier wird z. B. ein Gleichfeld kurzzeitig unterbrochen (getaktet), wobei dieses periodisch oder aperiodisch erfolgen kann (jede leitergebundene binäre Datenübertragung beruht auf diesem Verfahren). Dieses Prinzip wird auch in der drahtlosen Informationsübertragung eingesetzt: Hier wird ein sich in den Raum ausbreitendes Hochfrequenz-Signal (elektromagnetische Welle) im Allgemeinen konstantperiodisch niederfrequent getaktet und in diesem Zeitschlitz die komprimierte digitalisierte Information übertragen. Auf dieser Technik beruht die Funktionsweise des GSM-Standards in der Telekommunikation (D- bzw. E-Netz); hier wird mit 217 Hz getaktet.

641. Die Schwierigkeiten bei der Bewertung gesundheitlicher Auswirkungen des Mobilfunks gründen sich vor allem darauf, dass die Technologien für die mobile Kommunikation relativ neu sind. Bislang konnte weder ein Wirkmechanismus hochfrequenter Felder noch eine gesundheitliche Schädigung durch eine chronische Einwirkung beschrieben werden. Eine abschließende Aussage bezüglich der gesundheitlichen Relevanz für Mensch und Umwelt kann infolgedessen noch nicht getroffen werden. Die Hinweise aus bislang veröffentlichten Studien geben nach Ansicht des Umweltrats jedoch zurzeit keinen Anlass zur Besorgnis. Eine gesundheitliche Schädigung der Bevölkerung durch elektromagnetische Felder der Mobilkommunikation ist nach derzeitigem

Wissensstand eher unwahrscheinlich. Da sich die bislang ermittelten wissenschaftlichen Ergebnisse als strittig erwiesen haben, ist es notwendig, die weiteren Entwicklungen in der Forschung zu beobachten.

3.2.2.3.1.3 Niederfrequente magnetische Felder (1 Hz bis 100 Hz)

Eine thermische Wirkung wie bei hochfrequenten Feldern tritt bei niederfrequenten elektrischen und magnetischen Wechselfeldern nicht auf.

Kanzerogene Wirkung

642. Niederfrequente Wechselfelder gehen fast ausschließlich von der häuslichen Stromversorgung und den zuliefernden Hochspannungsleitungen aus. Auch für diese Felder wird eine kanzerogene Wirkung seit langem diskutiert, allerdings konnte bislang weder ein Wirkmechanismus aufgezeigt noch durch epidemiologische Studien ein Risiko ermittelt werden.

In der Öffentlichkeit besteht insbesondere die Befürchtung, dass durch die Magnetfelder der häuslichen Energieversorgung Leukämie bei Kindern ausgelöst werden könnte. Eine statistisch abgesicherte Korrelation zwischen niederfrequenten magnetischen Feldern und der Häufigkeit von Leukämie bei Kindern konnte jedoch bislang nicht nachgewiesen werden. Neuste Studien weisen eine schwache Korrelation zwischen Leukämien im Kindesalter und Magnetfeldern der häuslichen Energieversorgung (> 0,4 µT) auf. Eine Studie kommt zu dem Schluss, dass weniger als 1 % der Fälle aller Leukämien bei Kindern in Deutschland (3 bis 4 Fälle von ca. 620 Fällen im Jahr) auf die Exposition durch magnetische Felder zurückzuführen wäre, sofern ein kausaler Zusammenhang vorläge (SCHÜZ und MICHAELIS, 2001; MICHAELIS et al., 1998). Bei der Auswertung dieser Aussage muss berücksichtigt werden, dass eine Korrelation von zwei Ereignissen keine Aussage über das Vorliegen einer Kausalbeziehung zulässt. Zudem ist kein Wirkmechanismus bekannt, der die von MICHAELIS et al. (1998) dargestellte Assoziation zwischen dem Entstehen von Leukämie bei Kindern und den Magnetfeldern der häuslichen Energieversorgung erklären könnte. Zusätzlich sind die Fallzahlen, die einen solchen Zusammenhang ausweisen, im Vergleich mit der Gesamtbevölkerung sehr gering.

643. Der Versuch, einen theoretischen Wirkmechanismus aufzuzeigen, ist mit der Melatonin-Hypothese gemacht worden und wurde vom Umweltrat bereits diskutiert (vgl. SRU, 1996, Tz. 543). Im Folgenden wird auf die physiologischen Zusammenhänge näher eingegangen: Melatonin ist das Hormon der Zirbeldrüse (Epiphyse, Pinealorgan), das tagsüber durch das sichtbare Licht in seiner Produktion und Ausschüttung gebremst wird. Nachts findet eine höhere und ungebremste Melatoninausschüttung statt, weshalb der Melatoninspiegel im Blut nachts höher ist als tagsüber. Es wird angenommen, dass elektromagnetische Felder unabhängig von ihrer Frequenz auf die gleiche Weise wie der Spektralbereich des sichtbaren Lichts hemmend auf das Pinealorgan wirken können. Da es sich bei Melatonin um ein Hormon der eigenen Körperabwehr handelt, das eine wachstumshemmende Wirkung auf maligne Melanome hat, könnte durch eine Absenkung des Spiegels im Blut unter dem Einfluss elektromagnetischer Felder hypothetisch eine Tumorbildung begünstigt werden. Eine Reduktion der Melatonin-Bildung konnte bereits mehrfach an isolierten Pinealorganen und Pinealocyten-Kulturen gezeigt werden (ROSEN et al., 1998; RICHARDSON et al., 1992; CREMER-BARTELS et al., 1984). Im Tiermodell (Ratten) wurde eine Reduzierung von Melatonin durch zirkulär polarisierte Wechselfelder von 50 und 60 Hz bei 100 µT beschrieben. Dadurch wird das Wachstum vorhandener Karzinome nicht mehr gehemmt (indirekte kanzerogene Wirkung) (LOSCHER et al., 1998; KATO et al., 1994). Die Melatonin-Hypothese konnte am Menschen bislang nicht bestätigt werden; es werden jedoch zurzeit zwei Studien zur Wirkung am Menschen in Witten-Herdecke und Kansas City/Missouri an freiwilligen Probanden durchgeführt (GRAHAM et al., 2000). In diesen Studien werden die Veränderungen der nächtlichen Melatoninspiegel unter dem Einfluss der gleichen experimentellen Bedingungen wie im Tierexperiment gemessen. Erste Ergebnisse der deutschen Studie zeigen jedoch bei einer Befeldung mit 60 Hz und 100 µT keine entscheidenden Veränderungen der nächtlichen Melatoninspiegel beim Menschen.

Athermische Effekte

644. Im Niederfrequenzbereich werden Erregungen von Nerven- und Muskelgewebe als biologisch relevante Wirkungen angesehen. Der Schwellenwert für eine gesundheitliche Beeinflussung liegt bei 100 mA/m^2 im Frequenzbereich zwischen 1 Hz bis 1 kHz. Durch die bestehenden Grenzwerte, die um den 10fachen (Arbeitsplatz) und 15fachen Faktor (Bevölkerung) unterhalb des Schwellenwertes liegen, werden auch geringfügige Beeinflussungen des zentralen Nervensystems und Magnetophosphene (Lichterscheinung aufgrund nicht adäquater, d. h. magnetischer Reizung des Sehorgans) ausgeschlossen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass aus wissenschaftlicher Sicht bislang keine Indizien oder Anhaltspunkte für eine gesundheitliche Schädigung von Organismen durch hochfrequente Felder des Mobilfunks aufgezeigt werden konnten. Im Bereich der niederfrequenten elektromagnetischen Felder der häuslichen Stromversorgung existiert lediglich eine schwache Korrelation zu kindlichen Leukämiefällen, ohne dass dieser Zusammenhang durch einen Wirkmechanismus erklärt werden könnte. Eine zusammengefasste Darstellung für eine Assoziation von Hinweisen bzw. Einzelfunden ist in Tabelle 3.2.2-9 dargestellt.

Selbst bei Personen, die beruflich gegenüber elektromagnetischen Feldern exponiert wurden, konnten in umfassenden Kohorten- und Fall-Kontroll-Studien eine kanzerogene Wirkung oder athermische Effekte nicht belegt werden. Einzelfunde in diesem Zusammenhang (vgl. z. B. Tabelle 3.2.2-9) sind weder eindeutig und schlüssig, noch wurden sie in Folgeuntersuchungen bestätigt.

Tabelle 3.2.2-9

Strukturierte Zusammenfassung der epidemiologischen Evidenz für das Risiko, durch den Einfluss hochfrequenter und niederfrequenter elektromagnetischer Felder zu erkranken

Faktoren mit konsistenter Assoziation
– Erhöhung des Unfallrisikos bei Nutzung von Mobiltelefonen während der Autofahrt
Faktoren mit eingeschränkt konsistenter Assoziation
– Leukämien bei Kindern bei häuslicher niederfrequenter Magnetfeldexposition
Faktoren mit vereinzelten Hinweisen auf eine Assoziation
– Amyotrophische Lateralsklerose (ALS), Alzheimer-Erkrankung bei EMF*-Exposition am Arbeitsplatz – Leukämie bei Erwachsenen bei EMF*-Exposition am Arbeitsplatz – Brustkrebs bei EMF*-Exposition am Arbeitsplatz – Hirntumore bei EMF*-Exposition am Arbeitsplatz – Leukämien im Umkreis von Sendeanlagen für TV, Radio und Kommunikation
Faktoren mit inkonsistenter/fehlender Assoziation
– andere Krebserkrankungen – andere neurodegenerative Erkrankungen – Auswirkungen auf den Fötus oder den Verlauf einer Schwangerschaft – Arteriosklerose und chronische Herzkrankheiten – Suizid und Depression
Faktoren, für die bisher nur wenige Ergebnisse vorliegen und erhöhter Forschungsbedarf besteht
– Gesundheitsschädigende Effekte bei der Nutzung von Mobiltelefonen – Auftreten von Befindlichkeitsstörungen im Umkreis von Mobilfunk-Basisstationen – Akuter Myokardinfarkt bei EMF*-Exposition am Arbeitsplatz – Gesundheitsschädigende Wirkung durch niederfrequente elektrische Felder – Elektrische Hypersensibilität

* EMF: elektromagnetisches Feld

Quelle: MICHAELIS und SCHÜTZ, 2001

Grenz- und Richtwerte für Hochfrequenz- und Niederfrequenzanlagen

645. Bis 1994 galten im Allgemeinen die Richtwerte nach DIN (DIN VDE 0848 Teil 2). Diese Werte werden seit Inkrafttreten der 26. BImSchV (1. Januar 1997) nicht mehr berücksichtigt. Die zurzeit geltenden Basisgrenzwerte richten sich nach den physikalisch messbaren Größen (Referenzwerte). Für Deutschland und die EU liegen sie im Wesentlichen in der gleichen Größenordnung (WHO, 2000; ICNIRP, 1998). In der 26. BImSchV wird die thermodynamische Gesetzmäßigkeit des Energieeintrags der Emittenten und die akute Wirkung bewertet, ohne jedoch die potenzielle athermische Wirkung zu berücksichtigen (vgl. Tabelle 3.2.2-10 sowie Tz. 622).

In anderen europäischen Ländern kam man zu anderen Werten: Italien unterscheidet zwischen einem Kurzzeit-Vorsorgewert von 1 W/m^2 und einem Dauerbelastungs-Vorsorgewert von 0,1 W/m^2. In der Schweiz wurden für die Mobilfunk-Frequenzen differenzierte Vorsorgewerte festgelegt. Bei einer Frequenz von 900 MHz beträgt der Grenzwert 0,042 W/m2 und bei 1 800 MHz beträgt er 0,095 W/m^2. Extreme Vorsorgewerte von 0,001 W/m^2, denen kein Wirkungsbezug zugrunde liegt, wurden im Rahmen einer freiwilligen Vereinbarung zwischen einem einzigen Mobilfunkbetreiber und der Stadt Salzburg empfohlen (OBERFELD und KÖNIG, 2001; Salzburger Resolution, 2000). Die Werte dieser Vereinbarung können zurzeit nicht eingehalten werden.

646. Die Einhaltung der geltenden Basisgrenzwerte der 26. BImSchV wurde in Schleswig-Holstein durch Messungen an 12 verschiedenen Messorten unter Berücksichtigung von Mobilfunksendeanlagen, Rundfunk- (Lang-, Mittel- und Kurzwelle) und Fernsehsendeanlagen sowie häuslichen Quellen elektromagnetischer Felder (z. B. Mobiltelefon, Babyphon, Mikrowelle, DECT-Stationen) überprüft (WUSCHEK, 2000). Hierbei ergab sich, dass die gemessenen Werte während der Messperiode an keinem der Messorte den Grenzwert erreichten, sondern stets um mindestens 10 % niedriger lagen.

Tabelle 3.2.2-10

Basisgrenzwerte und abgeleitete Grenzwerte der 26. BImSchV

1. Ganzkörper-SAR*-Grenzwerte, gemittelt über Sechs-Minuten-Intervalle: – Berufliche Exposition: 0,4 W/kg – Bevölkerung, sonstige Arbeitskräfte: 0,08 W/kg		
2. Teilkörper-SAR*-Grenzwerte, gemittelt über Sechs-Minuten-Intervalle: – Berufliche Exposition: 100 mW/10g – Bevölkerung, sonstige Arbeitskräfte: 20 mW/10g		
3. Aus den Ganzkörper-Basisgrenzwerten abgeleitete Grenzwerte für die Leistungsflussdichte:		
Frequenz in MHz	Leistungsflussdichte in W/m^2 bzw. in mW/cm^2	
	Berufliche Exposition	Bevölkerung, sonstige Arbeitnehmer
30 – 400	10 (1)	2 (0,2)
900	22,5 (2,25)	4,5 (0,45)
> 2 000	50 (5)	10 (1)

* SAR: spezifische Absorptionsrate

Quelle: 26. BlmSchV (Anhang)

647. Die Möglichkeit und Notwendigkeit, zum Schutz der Bevölkerung einen niedrigeren Vorsorgewert festzulegen, wird zurzeit von der Bundesregierung geprüft. Aus der Sicht des Umweltrates besteht kein Anlass, hier eine politische Priorität zu setzen. Die Grenzwerte der 26. BImSchV wurden unter Berücksichtigung der thermischen Effekte festgelegt. Für athermische Effekte konnte bislang weder eine Dosis-Wirkungs-Beziehung noch ein Schwellenwert beschrieben werden, und es liegen keine relevanten und konsistenten Anhaltspunkte für eine gesundheitliche Schädigung unterhalb bestehender Grenzwerte der 26. BImSchV vor. Zudem ist zweifelhaft, ob durch die Festlegung eines niedrigeren Vorsorgewertes tatsächlich die Dichte der elektromagnetischen Felder reduziert werden kann. Niedrigere Vorsorgewerte führen zwangsläufig dazu, dass Mobilfunkbetreiber mehr Sendeanlagen pro Fläche errichten müssen, um eine entsprechende Netzabdeckung zu gewährleisten (WIEDEMANN et al., 2001). Das Mobile Manufacturers Forum (MMF) besteht aus einem Zusammenschluss der Mobiltelefon-Hersteller. Im Rahmen einer freiwilligen Verpflichtung ab dem 1. Oktober 2001 liefern diese Hersteller die SAR-Werte ihrer neuen Mobiltelefone in der Betriebsanleitung oder einem Zusatzblatt und die Werte der alten und neuen Mobiltelefone zusätzlich im Internet (MMF, 2001).

3.2.2.3.1.4 Elektrosensibilität

648. Patienten, die angeben, elektrosensibel zu sein (*self reported electromagnetic hypersensitivity*), klagen über subjektive Symptome wie Kopfschmerzen, Übelkeit, Missempfindungen, Kribbelgefühle, Konzentrationsstörungen, Schlafstörungen, Reizbarkeit, extreme Müdigkeit oder depressive Zustände. Die Betroffenen schreiben ihre Beschwerden den Einwirkungen nieder- und/oder hochfrequenter elektromagnetischer Felder zu. Als Auslöser dieser Beschwerden werden häufig die Wohnlage in der Nähe einer Mobilfunksendeanlage, die Nutzung von Mobiltelefonen (hochfrequent) oder auch die 50 Hz-Felder der häuslichen Stromversorgung (niederfrequent) angegeben. Häufig beschränken sich die Beschwerden auf den Einfluss bestimmter Emittenten. Es wird z. B. eine Empfindlichkeit gegenüber Mobiltelefonen, nicht aber gegenüber schnurlosen Haustelefonen (DECT) angegeben, obwohl die Leistungsdichte der DECT-Basisstationen deutlich höher liegen kann.

In einer Studie mit elektrosensiblen Personen und einem Kontrollkollektiv wurde die Felderkennungsrate (Trefferquote für das Erkennen eines elektromagnetischen Feldes von 50 Hz mit einer Flussrate von 10 μT) gemessen. Das Ergebnis zeigte, dass elektrosensible Personen objektiv die Felder, die sie wahrzunehmen glauben, nicht wahrnehmen (FACHNER et al., 1994). Allerdings wurden in Deutschland nur 181 Fälle von Elektrosensibilität identifiziert (BERGQVIST und VOGEL, 1997); dementsprechend gering ist die Gruppe der Probanden, die bisher untersucht werden konnte. Zwar stehen diese Personen unter einem starken Leidensdruck und bedürfen der medizinischen Hilfe (SILNY, 1999), jedoch sprechen die bislang ausgewerteten Fälle gegen ein eigenständiges Krankheitsbild einer Elektro- oder Magnetosensibilität.

3.2.2.3.2 Umwelteffekte der elektromagnetischen Felder

649. Das Wissen über die Auswirkungen elektromagnetischer Felder auf andere Organismen als den Menschen ist begrenzt. Insbesondere über Hochfrequenzeffekte auf das Ökosystem Meer und das Leben im Wasser liegen wenige bis keine Berichte vor. Einflüsse auf die Orientierung und Navigation einzelner Meerestiere erscheinen möglich. Eine Studie zum Jagdverhalten von Rochen und Haien zeigte,

dass von diesen Tieren ein künstlich erzeugtes elektromagnetisches Feld von 50 bis 60 Hz detektiert werden kann. Haie orten ihre Beute mittels einer Sensorik für elektromagnetische Felder im Kopfbereich (Ampullae Lorenzini). Die Empfindlichkeit dieses Sinnesorgans nimmt jedoch zu höheren Frequenzen hin ab, sodass hochfrequente elektromagnetische Felder nicht mehr wahrgenommen werden können. Die Orientierung der Tiere wurde durch die künstlich erzeugten niederfrequenten Felder nicht beeinträchtigt, da die Tiere sich durch ein Zusammenwirken mehrerer Sinnessysteme und Instinkte orientieren und auf diese Weise den Einfluss der elektromagnetischen Felder kompensieren können (KALMIJN, 2000). Unklar ist, ob durch die Kompensation Stress erzeugt wurde und ob langfristige Auswirkungen möglich sind.

Nicht nur bei Meerestieren, sondern auch bei Vögeln weisen erste Untersuchungen bezüglich der Orientierung auf ein multifaktorielles Zusammenwirken verschiedener Instinkte hin. Es ist anzunehmen, dass vereinzelt Verhaltensänderungen bei einigen Spezies unter dem Einfluss elektromagnetischer Felder erkannt und beschrieben werden können. Allerdings liegen hierzu keine Untersuchungen vor. Die Forschung bezüglich des Einflusses von elektromagnetischen Feldern auf die Orientierung von Vögeln steht noch am Anfang; Ergebnisse sind erst in einiger Zeit zu erwarten.

3.2.2.3.3 Aktueller Forschungsbedarf

650. In der wissenschaftlichen Diskussion besteht Einigkeit darüber, dass es weiterer intensiver Erforschung der gesundheitlichen Auswirkungen von elektromagnetischen Feldern auf den Menschen bedarf (Bundesamt für Strahlenschutz, 2001). Erforderlich ist insbesondere die Ermittlung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung und die Beschreibung von Wirkmechanismen, um Aussagen über Assoziationen und Zusammenhänge treffen zu können. Weiterhin sind korrelierende Ergebnisse epidemiologischer Studien für die Aussagen über Zusammenhänge erforderlich.

Forschungsbedarf besteht vor allem in drei Punkten:

1. Erfassung der individuellen Exposition gegenüber elektromagnetischen Feldern.

2. Weitere *in vitro*- und *in vivo*-Studien zur Identifikation von Wirkmechanismen sowie epidemiologische Quer- und Längsschnittstudien. In epidemiologischen Studien können die tatsächlichen Ängste in der Bevölkerung ermittelt und Einschränkungen in der gesundheitsbezogenen Lebensqualität sowie die psychosomatischen Komponenten in Zusammenhang mit elektromagnetischen Feldern erfasst werden.

3. Strategien für eine verbesserte Risikokommunikation (WIEDEMANN et al., 2001).

Zur Ermittlung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung muss zunächst eine zuverlässige und praktikable Methode der Personendosimetrie entwickelt werden. Da es bislang nicht möglich ist, die Exposition der Bevölkerung gegenüber den unterschiedlichen Quellen elektromagnetischer Felder zu erfassen (vgl. Tz. 628) , bedarf es hier ebenfalls der Entwicklung einer geeigneten Methode.

In einigen biologischen Systemen, wie etwa dem Pinealorgan oder einer experimentell nachgebildeten Blut-Hirn-Schranke, konnten *in vitro* unter bestimmten Versuchsbedingungen Reaktionen auf elektromagnetische Felder gezeigt werden. Für die Ermittlung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung verspricht ein Einsatz derartiger Systeme den größten Erfolg.

Gesundheitliche Auswirkungen der elektromagnetischen Felder auf die Bevölkerung können ausschließlich mit epidemiologischen Methoden erfasst werden. Dazu zählen sowohl Kohorten- und Fall-Kontroll-Studien zur Ermittlung des gesundheitlichen Risikos exponierter Berufsgruppen als auch Querschnitt- und Längsschnittstudien großer Teile der „Normalbevölkerung“, die gegenüber hochfrequenten elektromagnetischen Feldern wie denen des Mobilfunks exponiert sind. Derartige Studien könnten eine Bewertung vergleichbarer Kollektive beinhalten, die sich ausschließlich in ihrer Exposition gegenüber Sendeanlagen des Mobil- bzw. Rundfunks qualitativ oder quantitativ unterscheiden. Wenn sich derartige Kollektive nicht in ihrer Sozialstruktur, ihrem Alter und bei der Benutzung von Quellen häuslicher elektromagnetischer Felder unterscheiden, können die Daten zu Krankheiten und Beschwerden unter Berücksichtigung von Störvariablen (*Confounder*) Aufschluss über ein mögliches gesundheitliches Risiko liefern. Weiterhin ist es in diesem Zusammenhang notwendig, psychologische und psychometrische Methoden zur Ermittlung von Persönlichkeitsvariablen und der gesundheitlichen Lebensqualität einzusetzen, damit zusätzlich zum gesundheitlichen Status auch ein Zusammenhang zwischen den tatsächlichen Beschwerden und den psychosomatischen Komponenten hergestellt werden kann. In diesem Rahmen besteht die Möglichkeit, potenziell elektrosensible Personen zu identifizieren und zu charakterisieren. Dabei darf auch hier die psychosoziale Komponente nicht außer Acht gelassen werden. Ähnlich wie die Multiple Chemikalien-Sensitivität (MCS) ist die Elektrosensibilität (*self reported electromagnetic hypersensitivity*) immer von psychischen Komponenten begleitet (HERR et al., 2000).

Empfehlungen

651. Bislang fehlen bezüglich der Wirkung von elektromagnetischen Feldern auf die Gesundheit des Menschen abschließende Erkenntnisse. Die Ergebnisse bisheriger wissenschaftlicher Untersuchungen deuten nicht auf einen begründeten Verdacht für ein Gesundheitsrisiko hin. Dennoch hält der Umweltrat eine Fortführung laufender Projekte und Unterstützung weiterführender Studien in diesen Bereichen für notwendig, um die noch ungeklärten Fragen im Zusammenhang mit der häuslichen Stromversorgung und Feldern insbesondere des Mobilfunks abschließend zu klären. Eindeutige wissenschaftliche Ergebnisse, die der Bevölkerung durch eine breit angelegte Risikokommunikation vermittelt werden, können zu einer Versachlichung der Diskussion führen. Beunruhigten Personen und Bevölkerungsgruppen könnten auf diese Weise tatsächliche Risiken und Maßnahmen zum vorsorglichen Schutz – wie etwa bei beruflicher Exposition – erläutert und unbegründete Bedenken abgebaut werden.

652. Über die Errichtung neuer Anlagen, die relevante elektromagnetische Emissionen verursachen, sollten die Bürger im Vorfeld umfassend informiert werden. Weiterhin sollten Vertreter der Kommunen in die Planung der Standorte frühzeitig einbezogen werden. Dazu gibt es in Deutschland bereits eine freiwillige Vereinbarung der Mobilfunkbetreiber mit dem Deutschen Städtetag, dem Deutschen Landkreistag und dem Städte- und Gemeindebund, in der erklärt wird, dass neue Standorte für Mobilfunksendeanlagen „einvernehmlich mit den Kommunen realisiert werden sollen" und die „notwendige Infrastruktur konfliktfrei aufgebaut" werden soll (DStGB, 2001). Eine weitere Vereinbarung gibt es zwischen den Mobilfunkbetreibern und dem Bayerischen Umweltministerium (Bayerisches Umweltministerium, 2001). Solche Vereinbarungen sind für die Konfliktbewältigung von Nutzen (s. auch CDU/CSU Antrag „Mobilfunkforschung und Information vorantreiben", Bundestagsdrucksache 14/7286 vom 6. November 2001).

653. Von besonderem wissenschaftlichen Interesse sind Untersuchungen, die systematisch Beschwerdehäufigkeiten, Befindlichkeitsstörungen und Änderungen in der Lebensqualität unter dem Einfluss elektromagnetischer Felder erfassen, da bislang keine umfassenden Studien mit diesem Zusammenhang existieren.

654. Die im Umkreis von Mobilfunk-Sendeanlagen durchgeführten und bislang veröffentlichten Studien geben keine Hinweise auf relevante gesundheitliche Risiken (Bundesamt für Strahlenschutz, 2001; SSK, 2001; WIEDEMANN et al., 2001). Diese Basisstationen emittieren zudem vergleichsweise niedrige Felder. Für die derzeit auf dem Markt befindlichen Mobilfunkgeräte ist gewährleistet, dass der Grenzwert von 20 mW/10 g eingehalten wird. Der Umweltrat sieht daher zur Zeit keine Notwendigkeit, etwa nach dem Vorbild der Salzburger Resolution die Grenzwerte zum vorsorglichen Schutz der Bevölkerung herabzusetzen. Er empfiehlt jedoch, zum Ausschluss etwaiger Restrisiken weitere Forschung zu unterstützen. Dem Bürger sollte außerdem durch geeignete Kennzeichnung die Möglichkeit gegeben werden, strahlungsarme Geräte zu erwerben.

3.2.3 Privatisierung und Liberalisierung der Wasserversorgung

3.2.3.1 Ausgangsituation

655. Zu den verschiedenen Optionen einer Privatisierung und Liberalisierung der Wasserversorgung (Abschn. 3.2.3.3) hat der Umweltrat bereits im Umweltgutachten 2000 in Teilbereichen Stellung genommen (SRU, 2000, Tz. 152 ff.). Seither hat sich der Privatisierungsprozess nur zögerlich fortentwickelt. Nach wie vor liegt der Anteil der rein privaten Wasserversorger ohne öffentliche Beteiligung bei nur etwa 1 % bis 2 % (vgl. Tabelle 3.2.3-1). Auch eine Liberalisierung der Wasserversorgung im Sinne einer Aufhebung des § 103 Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkung (GWB alte Fassung) bei gleichzeitiger Befreiung der Verbraucher von Anschluss- und Benutzungszwängen ist bisher über das Stadium konzeptioneller Vorüberlegungen nicht hinausgekommen. Unverändert wird ein Wettbewerb zwischen den verschiedenen Wasserversorgungsunternehmen weitgehend verhindert, indem die Gemeinden Anschluss- und Benutzungszwänge verhängen sowie teilweise von der Möglichkeit zu Konzessionsverträgen und Demarkationsabsprachen nach § 103 GWB (a. F.) Gebrauch machen.

Tabelle 3.2.3-1

Unternehmensformen in der Wasserversorgung in Deutschland, 2000

	Anteil an der Gesamtzahl der Unternehmen (%)	Anteil am Wasseraufkommen (%)
Regiebetriebe	*1,3*	*0,2*
Eigenbetriebe	*36,7*	*14,9*
Zweckverbände	*16,5*	*18,8*
Wasser- und Bodenverbände	*3,9*	*4,7*
Eigengesellschaften als AG oder GmbH	*21,1*	*24,5*
Öffentliche Gesellschaften als AG oder GmbH	*6,9*	*9,8*
Gemischt öffentlich-privatwirtschaftliche Gesellschaften als AG oder GmbH	*11,9*	*26,1*
Rein privatwirtschaftliche Unternehmen	*1,7*	*1,0*

Die in der BGW-Statistik erfassten Wasserversorgungsunternehmen repräsentieren ca. 71 % des gesamten Wasseraufkommens der öffentlichen Wasserversorgung. Bei den nicht erfassten Unternehmen handelt es sich vor allem um Regie- und Eigenbetriebe mit geringem Wasseraufkommen (telefonische Auskunft BGW).

Quelle: BGW, 2001

Die Wasserversorgung ist damit einer der letzten bedeutenden Infrastruktursektoren in Deutschland, der noch einen wettbewerbspolitischen Ausnahmebereich darstellt. Die Gründe hierfür sind vielfältig. So wird von öffentlichen Versorgern und Umweltschutzverbänden hervorgehoben, Wasser sei – neben Luft – die einzige für das menschliche Leben in keiner Weise ersetzbare Ressource und dürfe deshalb nicht der unkontrollierten kommerziellen Vermarktung mit den damit verbundenen Risiken für Gesundheits- und Umweltschutz anheim fallen (z. B. VKU, 2001; WALTER, 2001). Darüber hinaus wird der ökonomische Nutzen von Liberalisierungsmaßnahmen – auch unter Verweis auf negative Erfahrungen im Ausland – bezweifelt (z. B. Arbeitskreis Wasser/Bundesverband Bügerinitiativen Umweltschutz, 2001a, 2001b), und es wird darauf hingewiesen, dass, anders als etwa in den Bereichen Elektrizität und Gas, zumindest gegenwärtig noch kein unmittelbarer Liberalisierungsdruck seitens der Europäischen Union bestehe (z. B. CRONAUGE, 2000, S. 6). Demgegenüber machen die

Befürworter einer weiteren Privatisierung bzw. Liberalisierung nach wie vor geltend, die öffentliche Wasserversorgung in Deutschland zeichne sich durch eine kleinteilige, zersplitterte Struktur mit geringen Effizienzanreizen aus, die nicht nur zu hohe Wasserpreise verursache, sondern auch einer stärkeren Partizipation am Wachstum des internationalen Wassermarktes entgegenstehe (z. B. Deutsche Bank Research, 2000).

656. Neue Impulse hat die zunehmend kontrovers geführte Diskussion um die weitere Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserwirtschaft insbesondere durch zwei in der Berichtsperiode erschienene Untersuchungen bzw. Gutachten erhalten, die teilweise zu widersprüchlichen Empfehlungen gelangen. Die Untersuchung des Umweltbundesamtes (BRACKEMANN et al., 2000) kommt in Übereinstimmung mit einer Einschätzung des Bundesumweltministeriums (vgl. BMU, 2001) zu der Auffassung, dass eine weitere Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserwirtschaft auf erhebliche umwelt- und gesundheitspolitische Bedenken stößt und keine nennenswerten ökonomischen Vorteile erwarten lässt (BRACKEMANN et al., 2000). Dieser Auffassung hat sich die 55. Umweltministerkonferenz (25./26. Oktober 2000 in Berlin) mehrheitlich mit der Forderung angeschlossen, die Wasserversorgung solle auch in Zukunft eine kommunale Aufgabe bleiben.

Im Gegensatz hierzu empfehlen die vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie beauftragten Gutachter in ihrem im Juli 2001 veröffentlichten Endbericht (EWERS et al., 2001a) unter Hinweis auf die zu erwartenden Effizienzgewinne eine stärkere Marktöffnung in der Wasserwirtschaft. Anders als der Titel des Forschungsvorhaben – „Optionen, Chancen und Rahmenbedingungen einer Marktöffnung für eine nachhaltige Wasserversorgung“ – nahe legt, bestand die Aufgabenstellung für die Gutachter jedoch nicht in einer generellen Abwägung der Vor- und Nachteile einer Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung, sondern es sollten in Vorbereitung weiterer Schritte zur Marktöffnung konkrete Liberalisierungsoptionen geprüft werden. Im Mittelpunkt stand also nicht das „ob“, sondern nur noch das „wie“ einer Liberalisierung. Im Sinne eines ergebnisoffenen Diskurses erscheint es demgegenüber unerlässlich, auch die Vor- und Nachteile einer Liberalisierung der Wasserversorgung per se zu hinterfragen (zum Folgenden vgl. auch MICHAELIS, 2001).

3.2.3.2 Mögliche Vorteile einer Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung

657. Das Hauptargument der Befürworter einer weitergehenden Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung besteht darin, dass die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen beim derzeitigen Ordnungsrahmen keinerlei Wettbewerb unterstehen und ihre Kosten nach den Regeln des Gebührenrechts ohne eigenes Risiko auf die Verbraucher überwälzen können, sodass kaum Anreize zu einer effizienten Produktion bestehen. Hinzu komme die im internationalen Vergleich extrem kleinteilige und zersplitterte Struktur der deutschen Wasserversorgungswirtschaft (vgl. Tabelle 3.2.3-2), die der Ausnutzung von Größenvorteilen entgegenstehe und damit zu weiteren Ineffizienzen beitrage (EWERS et al., 2001a, S. 23).

Tabelle 3.2.3-2

Struktur der Wasserversorgungsunternehmen in ausgewählten EU-Staaten, 1998

	Absolute Anzahl der Wasserversorgungsunternehmen	Wasserversorgungsunternehmen pro 1 Mio. Einwohner
Dänemark	ca. 3 180	ca. 600
Deutschland	ca. 6 600	ca. 81
England/Wales	24	0,46
Frankreich	4	0,07
Italien	ca. 11 000	ca. 250
Niederlande	20	1,27

Quellen: Deutsche Bank Research, 2000, S. 6; Daten für Dänemark und Italien (ohne Jahresangabe); KRAEMER et al., 1998, S. 32

658. Obgleich die genannten Argumente kaum bestreitbar sind, gestaltet sich ein empirischer Nachweis der vermuteten Ineffizienzen äußerst schwierig. Zwar liegen die deutschen Wasserpreise deutlich über denjenigen anderer EU-Staaten (vgl. Tabelle 3.2.3-3), jedoch ist ein direkter Vergleich der Preise pro m^3 Wasser nur von äußerst geringer Aussagekraft. Die Gründe hierfür liegen unter anderem in erhebungstechnischen Unterschieden, in Unterschieden bezüglich Qualität, Versorgungssicherheit und Anschlussgrad, in unterschiedlichen Umweltstandards und in unterschiedlichen Gebühren- bzw. Preisbildungsmodellen, die zudem teilweise durch Subventionen verzerrt sind (ausführlich hierzu SCHEELE, 2000; BARRAQUE, 1998; KRAEMER et al., 1998). Hinzu kommt, dass die Kosten der Wasserversorgung zu etwa 80 % aus Fixkosten bestehen. Werden diese Fixkosten vollständig oder teilweise auf den Wasserpreis pro m^3 umgelegt, so ergibt sich bei rückläufigem Wasserverbrauch notwendigerweise ein steigender Preis (z. B. BRACKEMANN et al., 2000, S. 5). Wird unter diesen Bedingungen der Wasserpreis pro m^3 als Effizienzmaßstab herangezogen, so sieht sich gerade eine Wasserversorgungswirtschaft, die im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung auf einen möglichst geringen Pro-Kopf-Verbrauch abzielt, dem Vorwurf der Ineffizienz ausgesetzt.

Aufgrund der genannten Zusammenhänge ist der in der Liberalisierungsdiskussion häufig zu beobachtende Versuch, die Ineffizienz der deutschen Wasserversorgungswirtschaft über einen Vergleich der m^3-Preise zu belegen (so z. B. FROMME, 2001, S. 1; HUG, 2001, S. 183), als unseriös und für eine sachliche Auseinandersetzung wenig hilfreich einzustufen (SCHEELE, 2000, S. 21). Auch

Tabelle 3.2.3-3

Wasserpreise in ausgewählten EU-Staaten

	Jahr	Trinkwasserpreise in DM pro m^3 0 Bandbreite	Trinkwasserpreise in DM pro m^3 0 Mittelwert	Ausgaben pro Einwohner und Jahr in DM
Dänemark	1993	0,25–1,65	0,80	55
Deutschland	1996	1,51–3,96	2,85	140
England/Wales	1995	1,00–2,80	1,70	115
Frankreich	1994	0,12–3,63	2,00	105
Italien	1992	0,20–1,31	0,70	75
Niederlande	1995	0,80–2,55	2,70	135

Quelle: KRAEMER et al., 1998, S. 23

das regionale Gefälle der Wasserpreise innerhalb Deutschlands kann – anders als etwa bei EWERS et al. (2001a, S. 22) angedeutet – nicht in vollem Umfang als empirischer Nachweis bestehender Ineffizienzen gewertet werden, denn dieses Gefälle lässt sich auch durch zahlreiche regionale Sonderfaktoren (Unterschiede in Investitionserfordernissen, Wasserentnahmeentgelten etc.) begründen.

Ein sinnvollerer Indikator, der auf internationale Vergleichsmaßstäbe zurückgreift und zumindest der Fixkostenproblematik sowie der Verzerrungen aufgrund unterschiedlicher Gebühren- bzw. Preisbildungsmodelle gerecht wird, jedoch Subventionstatbestände und Qualitätsunterschiede weiterhin unberücksichtigt lässt, besteht in den tatsächlichen Ausgaben für die Wasserversorgung pro Einwohner und Jahr. In dieser Betrachtung relativieren sich die in Tabelle 3.2.3-3 dargestellten Unterschiede sehr stark. Insbesondere erreichen die Ausgaben pro Einwohner und Jahr in Deutschland, England und Frankreich in der Summe eine etwa vergleichbare Größenordnung. Die verbleibenden Unterschiede in der Ausgabenbelastung pro Einwohner und Jahr dürften in einem nicht unerheblichen Umfang darauf zurückzuführen sein, dass die deutsche Wasserversorgungswirtschaft – wie selbst von ihren Kritikern regelmäßig konzediert wird (z. B. EWERS et al., 2001a, S. 22; BRISCOE, 1995) – bezüglich Qualität, Versorgungssicherheit und Anschlussgrad im internationalen Vergleich eine herausragende Position einnimmt.

659. Soweit in der Diskussion um Privatisierung bzw. Liberalisierung auf das Argument des fehlenden Wettbewerbs und die daraus abgeleitete Vermutung von Ineffizienzen hingewiesen wird, gilt es zudem zu berücksichtigen, dass auch beim heutigen Ordnungsrahmen der deutschen Wasserversorgungswirtschaft durchaus schon gewisse Wettbewerbselemente wirksam werden (vgl. SCHEELE, 2001a, S. 83 ff.):

- *Kartellrechtliche Preisaufsicht:* Soweit Wasserversorgungsunternehmen in privater Rechtsform geführt werden, unterliegen sie der kartellrechtlichen Preisaufsicht. Diese soll sich nach einem Arbeitspapier der Kartellrechtsreferenten der Länder künftig am Vergleichsmarktkonzept orientieren, nach dem Preisunterschiede zwischen den verschiedenen Versorgern nur durch einen eng gefassten Kriterienkatalog gegenüber der Missbrauchskontrolle gerechtfertigt werden können (vgl. auch DAIBER, 2000).
- *Substitutionswettbewerb:* Zumindest für einen Teil der Verbraucher besteht heute bereits die – auch häufig genutzte – Möglichkeit, auf eine Eigenversorgung auszuweichen.
- *Wettbewerb auf der Großhandelsstufe:* Fernversorgungsunternehmen wie z. B. Gelsenwasser konkurrieren mit anderen Lieferanten um Zulieferungen an Stadtwerke oder gegen die Eigenversorgung kommunaler Betriebe.
- *Wettbewerb um Beteiligungen:* Infolge der Liberalisierung der Energiemärkte versuchen insbesondere Energieversorger zunehmend, durch Aufkauf oder Beteiligung an Stadtwerken ein „Multi-Utility"-Profil mit umfassendem Leistungsangebot aufzubauen. Effizienzsteigerungen bieten in diesem Umfeld den öffentlichen Wasserversorgern die Möglichkeit, als eigenständige Unternehmen zu bestehen; aber je effizienter sie sind, um so eher laufen sie andererseits auch Gefahr, zu einem Ziel von Übernahmeversuchen zu werden.

Hinzu kommt, dass eine Überwälzung von Kostenerhöhungen auf die Gebührenzahler häufig zu Akzeptanzproblemen führt (SRU, 2000, Tz. 192). Diese Akzeptanzprobleme ebenso wie die oben genannten Wettbewerbsfaktoren sind zwar nicht ausreichend, um die effizienzsteigernde Wirkung einer tatsächlichen Wettbewerbssituation zu ersetzen, sie bewirken jedoch in ihrer Gesamtheit einen deutlichen Druck zu Kostendisziplin und Effizienz. In der Folge lassen sich bereits heute in der öffentlichen Wasserwirtschaft weit reichende Umstrukturierungsprozesse zur Ausschöpfung von Kostensenkungsspielräumen erkennen (Kooperationsabkommen, Integration von Wasserver- und Abwasserent-

sorgung, Ausgliederung von bestimmten Unternehmensfunktionen – vgl. z. B. IRMSCHER, 2001, S. 162 ff.; LUDIN et al., 2001 m. w. N.).

660. Vor diesem Hintergrund ist es wenig überraschend, dass selbst die Befürworter einer Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgungswirtschaft die längerfristig erzielbaren Kostensenkungspotenziale nach einer häufig zitierten Studie der Deutsche Bank Research auf lediglich 10 % bis 15 % beziffern (vgl. Deutsche Bank Research, 2000, S. 1). Dieser vergleichsweise geringe Wert, dessen empirische Fundierung allerdings weitgehend im Dunkeln bleibt, dürfte sich unter anderem auch damit begründen, dass in der Wasserversorgung – anders als etwa im Elektrizitätsbereich – der größte Teil der Kosten auf den Netzbetrieb entfällt, der einer Einführung von Wettbewerb nur beschränkt zugänglich ist (z. B. SCHEELE, 2001a, S. 78 f.).

Für die Wasserwirtschaft tätige Ingenieurbüros geben zuweilen deutlich höhere Kostensenkungspotenziale an, die dann wiederum von den Befürwortern einer Liberalisierung bzw. Privatisierung als Argument aufgegriffen werden (vgl. z. B. EWERS et al., 2001a, S. 23 f.). Jenseits der Frage, ob von einschlägig tätigen Ingenieurbüros aufgrund ihrer nachvollziehbaren wirtschaftlichen Interessen überhaupt neutrale Aussagen zu den möglichen Vorteilen einer Liberalisierung bzw. Privatisierung erwartet werden können, bleibt hierbei jedoch offen, inwiefern sich diese zumeist einzelfallbezogenen Angaben verallgemeinern lassen. Darüber hinaus rekurrieren die betreffenden Angaben zu möglichen Kostensenkungen häufig auf Maßnahmen, die nicht primär einer Liberalisierung bzw. Privatisierung zuzurechnen sind, sondern durchaus auch im Rahmen der bestehenden öffentlich-rechtlichen Strukturen realisierbar wären, wie z. B. die Schaffung größerer Regionalversorgungsstrukturen (vgl. auch Abschn. 3.2.3.5).

Auch ist in Bezug auf das Effizienzargument darauf hinzuweisen, dass Kostensenkungen nicht zwingend zu Preissenkungen für die Verbraucher führen, denn der Einsatz privaten Kapitals ist stets mit entsprechenden Renditeerwartungen verbunden. So zeigen insbesondere die Erfahrungen aus England, dass eine Privatisierung ohne gleichzeitige Einführung von hinreichend starken Wettbewerbselementen lediglich den Anteilseignern zugute kommt (z. B. CRONAUGE, 2000, S. 8; SCHEELE, 1997, S. 37 f.). Dabei sind auch Preiserhöhungen infolge einer Privatisierung insbesondere bei ungenügender Vertragsgestaltung zwischen Kommune und privatem Anbieter nicht auszuschließen.

Eine weitere Relativierung erfährt das Effizienzargument schließlich dadurch, dass im Zuge einer Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung eine intensivere Überwachung zur Einhaltung der gegenwärtigen umwelt- und gesundheitspolitischen Standards erforderlich wird (vgl. ausführlich Abschn. 3.2.3.4). Die hierdurch entstehenden Zusatzkosten wären von den potenziellen Effizienzgewinnen abzuziehen. Hinzu kommt, dass der jährliche Umsatz in der Wasserversorgung nur rund 13 Mrd. DM beträgt. Im Vergleich hierzu belaufen sich die Umsatzziffern in der Telekommunikation auf rund 90 Mrd. DM pro Jahr und in der Elektrizitätswirtschaft auf rund 160 Mrd. DM pro Jahr (SCHEELE, 2001a, S. 109). Selbst für den aus Sicht des Umweltrates unwahrscheinlichen Fall, dass sich durch eine Liberalisierung der Wasserversorgung prozentual ähnlich hohe Effizienzgewinne wie in den Bereichen Telekommunikation und Elektrizität erzielen ließen, würden sich damit die absoluten Effizienzgewinne eher bescheiden ausnehmen. Selbst wenn eine Effizienzsteigerung von 15 % zu erzielen wäre, und diese vollständig an die Verbraucher weitergereicht würde, ergäbe sich auf Grundlage der Tabelle 3.2.3-3 pro Einwohner und Jahr lediglich eine Kostenentlastung von durchschnittlich 21 DM, die zudem mit dem Risiko von Qualitätsverschlechterungen verbunden wäre (vgl. hierzu Tz. 672 ff.).

661. Ein zweites Argument in der Liberalisierungsdiskussion besteht darin, dass die gegenwärtige Struktur der deutschen Wasserversorgung einer stärkeren Partizipation am Wachstum des internationalen Wassermarktes entgegenstehe und die deutsche Wirtschaft abermals Gefahr laufe, Chancen auf den internationalen Märkten ungenutzt zu lassen (z. B. HEIN und NEUMANN, 2001; KRAMER, 2000). So wird der globale Investitionsbedarf in den Bereichen Wasserver- und Abwasserentsorgung auf ca. 600 Mrd. US-Dollar bis zum Jahr 2010 geschätzt (KEMPER, 2001, S. 29; Deutsche Bank Research, 2000, S. 8). Eine Teilnahme am Wettbewerb um internationale Großprojekte setzt jedoch voraus, dass der Anbieter über eine entsprechende Kapitalkraft verfügt und in der Lage ist, Komplettlösungen anzubieten, die alle Wertschöpfungsstufen von der Planung über den Bau, den Betrieb und die Instandhaltung der Anlagen bis zur Rechnungsstellung und Kundenbetreuung abdecken (Deutsche Bank Research, 2000, S. 4). Dazu sind jedoch die öffentlichen deutschen Wasserversorger aufgrund ihrer kleinteiligen und zersplitterten Struktur in der Regel nicht in der Lage. Hinzu kommt, dass in den meisten Bundesländern kommunalen Unternehmen ein ökonomisches Engagement außerhalb ihres Gemeindegebietes in der Regel aufgrund der Gemeindeordnungen untersagt ist (z. B. CRONAUGE, 1999). Einige öffentliche Wasserversorger werden allerdings bereits im Ausland tätig (z. B. Hamburger Wasserwerke).

Im Zusammenhang mit der Entwicklung des internationalen Wassermarktes wird von den Befürwortern einer weiteren Privatisierung bzw. Liberalisierung erwartet, dass ein Konzentrationsprozess einsetzt, der zur Herausbildung einer international wettbewerbsfähigen Wasserwirtschaft führt. Nach Schätzungen der Deutsche Bank Research (2000) würden am Ende eines solchen Prozesses nur noch ca. 100 Wasserversorgungsunternehmen im deutschen Markt verbleiben. Dabei räumen die Autoren jedoch selbst ein, dass die Mehrheit der deutschen Wasserversorger auch nach Aufhebung der Gebietsmonopole keine bedeutende Rolle auf dem internationalen Wassermarkt spielen würde (Deutsche Bank Research, 2000, S. 8).

Auch unabhängig von einer möglichen Teilnahme am internationalen Wassermarkt hält der Umweltrat eine stärkere Ausschöpfung von Größenvorteilen in der deutschen Wasserversorgungswirtschaft bei gleichzeitiger Beibehaltung des Prinzips der ortsnahen Wasserversorgung für

wünschenswert (vgl. auch Tz. 676). Wie jedoch die Erfahrungen mit der öffentlich-rechtlich organisierten Wasserwirtschaft in den Niederlanden zeigen, ist eine Privatisierung bzw. Liberalisierung nicht zwingend erforderlich, um den gewünschten Konzentrationsprozess voranzutreiben. So ist es den Niederlanden gelungen, die Anzahl der Wasserversorger durch einen staatlich initiierten Konzentrationsprozess auf gegenwärtig 20 Unternehmen zu reduzieren (vgl. SCHEELE, 2001b, S. 6 ff.). Das niederländische Modell ist zwar aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen nicht unmittelbar auf Deutschland übertragbar, aber auch hier bestehen entsprechende Potenziale, Effizienz und internationale Wettbewerbsfähigkeit der Wasserversorger durch Kooperationen zu erhöhen (z. B. BRACKEMANN et al., 2000, S. 77 ff.; vgl. auch Tz. 678).

3.2.3.3 Optionen einer Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung

662. Für eine weitergehende Privatisierung bzw. Liberalisierung der deutschen Wasserversorgung gibt es zwei grundsätzliche Optionen, die mit den Begriffen „Wettbewerb im Markt“ bzw. „Wettbewerb um den Markt“ umschrieben werden können (z. B. EWERS et al., 2001a, S. 37 f.). Der wesentliche Unterschied zwischen diesen beiden Optionen besteht darin, dass ein „Wettbewerb im Markt“ die Aufhebung der bisher nach § 103 GWB (a. F.) geschützten Gebietsmonopole beinhaltet, während ein „Wettbewerb um den Markt“ lediglich eine auf der Grundlage von Ausschreibungswettbewerben übertragene Aufgabenwahrnehmung durch Private im Rahmen weiterhin geschützter Gebietsmonopole bedeutet. Insofern kann lediglich bei einem „Wettbewerb im Markt“ von einer tatsächlichen „Liberalisierung“ der Wasserwirtschaft gesprochen werden, „Wettbewerb um den Markt“ beschränkt sich dagegen auf eine Privatisierung, die allerdings im Rahmen der erforderlichen Ausschreibungen auch gewisse Wettbewerbselemente enthält (vgl. Tz. 667)

„Wettbewerb im Markt“

663. In Bezug auf einen „Wettbewerb im Markt“ gilt es zu beachten, dass sich der Betrieb der Verteilungsnetze, der ca. 80 % der Gesamtkosten verursacht, durch die klassischen Eigenschaften eines vor potenzieller Konkurrenz geschützten natürlichen Monopols auszeichnet und damit einer Wettbewerbslösung nur beschränkt zugänglich ist (s. Abschn. 4.5.2.3). Ein paralleler Leitungsbau bzw. eine Versorgung über separate Stichleitungen kommt aus ökonomischen Gründen nur in Einzelfällen an den Grenzen bisheriger Versorgungsgebiete und/oder zur Versorgung industrieller Großabnehmer in Betracht. Um das eigentliche Potenzial eines „Wettbewerbs im Markt“ zu erschließen, wäre deshalb ein Durchleitungsmodell ähnlich demjenigen in der Elektrizitätswirtschaft erforderlich („common carriage“). Abgesehen von umwelt- und gesundheitspolitischen Bedenken (vgl. Tz. 672) wäre ein solches Durchleitungsmodell jedoch auch mit erheblichen ökonomischen Schwierigkeiten verbunden. So existiert in Deutschland – anders als im Elektrizitätsbereich – kein flächendeckendes Verbundnetz, sodass zunächst unter hohem Investitionsaufwand Verbundleitungen zwischen den einzelnen Versorgungsgebieten geschaffen werden müssten (vgl. MEHLHORN, 2001, S. 107; Deutsche Bank Research, 2000, S. 9). Hinzu kommt, dass Wasser deutlich höhere Transportkosten als Elektrizität verursacht und in den meisten Regionen verbrauchsnah gewonnen wird, sodass lokale Versorger entsprechende Wettbewerbsvorteile besitzen (z. B. EWERS et al., 2001a, S. 43 ff.). Bei Aufhebung der Gebietsmonopole wäre ein „Wettbewerb im Markt“ durch gemeinsame Netznutzung deshalb lediglich auf regionaler Ebene in dicht besiedelten Gebieten zu erwarten, was für eine eher geringe Wettbewerbsintensität spricht (vgl. COWAN, 1997, S. 91).

664. Wie die Erfahrungen aus der Elektrizitätswirtschaft zeigen (ausführlich SRU, 2000, Tz. 1429 ff.), besteht eine besondere Schwierigkeit bei Durchleitungsmodellen in der Gewährleistung eines diskriminierungsfreien Netzzugangs. Die hiermit verbundenen Probleme werden im vorliegenden Fall durch die besonderen Eigenschaften des Gutes „Wasser“ noch verschärft. Insbesondere ist Wasser, anders als Elektrizität, kein homogenes Gut, sondern kann beträchtliche Qualitätsschwankungen bis hin zu gesundheitsschädigenden Kontaminationen aufweisen. Dabei ist es in der Regel nicht ohne weiteres möglich, eventuelle Qualitätsverringerungen einem eindeutigen Verursacher zuzuordnen (BENDER, 2001, S. 16; BRACKEMANN et al., 2000, S. 62), sodass die haftungsrechtliche Seite von Durchleitungsmodellen erhebliche Probleme aufwirft. Hinzu kommt, dass die Nutzung eines Netzes durch konkurrierende Versorger umfassender Regelungen bedarf, die sich unter anderem auf die Beschaffenheit der einzuspeisenden Wässer, die Qualitätsüberwachung, die Versorgungssicherheit, die langfristige Netzstabilität, die Verteilung der Kapazitäten, das Verhalten bei Unfällen und Störungen sowie die Kostenträgerschaft beziehen.

Einen Anhaltspunkt für die Komplexität der bei Durchleitungsmodellen erforderlichen Regelungen geben erste praktische Erfahrungen aus England (vgl. zum Folgenden ausführlich SCHEELE, 2001a, S. 101 ff. m. w. N.): Um die Wettbewerbsintensität in der bereits 1989 privatisierten Wasserwirtschaft zu erhöhen, hat die Regulierungsbehörde *Office of Water Services* 1999 eine Richtlinie zu den prinzipiellen Elementen eines Durchleitungsmodells erarbeitet. Ergänzt wurden diese Vorgaben im Juni 2000 durch eine weitere Richtlinie, die sich speziell auf die Gestaltung von Netzgebühren und Preispolitik bezieht. Auf der Basis dieser Richtlinien wurden die Netzbetreiber anschließend aufgefordert, spezielle „Network Access Codes“ zu erstellen, in denen die Konditionen für den Zugang zu ihren Netzen festgelegt sind. Dieser Aufforderung sind die Netzbetreiber inzwischen nachgekommen, wobei die „Network Access Codes“ – vermutlich auch zur Abschreckung potenzieller Konkurrenten – jedoch äußerst komplex und umfangreich formuliert wurden. So umfasst z. B. der aus zehn Dokumenten bestehende „Network Access Code“ von *Severn Trent Water*, dem größten englischen Netzbetreiber, mehr als 400 Seiten (Severn Trent Water, 2001). Auch infolge dieser Komplexität ist bis heute kein Fall bekannt geworden, in dem ein konkurrierendes Unternehmen um Netzzugang nachgesucht hätte. Die aktuellen Entwicklungen in England bestätigen damit

die bereits im Umweltgutachten 2000 gestellte Prognose, dass die Möglichkeiten eines „Wettbewerbs im Markt“ auf absehbare Zeit äußerst begrenzt sind (vgl. SRU, 2000, Tz. 185; ähnlich auch SCHEELE, 2001a, S. 109).

665. Jenseits der beschriebenen Probleme bezüglich der Netzzugangsmodalitäten stellt sich auch die Frage, ob die Durchleitung durch ein fremdes Netz bei den gegebenen Kostenstrukturen aus Sicht eines potenziellen Anbieters überhaupt einzelwirtschaftlich sinnvoll ist. So weist MEHLHORN (2001, S. 112) darauf hin, dass ein Anbieter, der in ein fremdes Netz einspeist, im Wesentlichen nur diejenigen 30 % der gesamten Versorgungskosten beeinflussen kann, die sich auf den Bereich der Wassergewinnung und -aufbereitung beziehen. Eine Durchleitung durch ein fremdes Netz ist dementsprechend nur dann einzelwirtschaftlich sinnvoll, wenn der betreffende Anbieter in diesem schmalen Kostensegment einen so hohen Kostenvorteil gegenüber dem netzbetreibenden Versorger aufweist, dass der mit der Einspeisung verbundene Zusatzaufwand überkompensiert wird.

666. Weitere Einschränkungen der Möglichkeiten eines „Wettbewerbs im Markt“ ergeben sich daraus, dass für das Vorprodukt „Rohwasser“ bisher kein Markt besteht (vgl. zum Folgenden SCHEELE, 2001a, S. 86 ff.). Statt dessen erfolgt die Erteilung von Wasserentnahmerechten nach dem Prinzip „first come, first served“. Die bisherigen Wasserversorger verfügen in der Regel über Wasserentnahmerechte mit langen Laufzeiten, während für neue Anbieter selbst in Regionen mit ausreichendem Wasserdargebot die Zuteilung von Entnahmerechten aufgrund der erforderlichen Prüfverfahren längere Zeit in Anspruch nehmen kann. Hierdurch entsteht eine wirksame Marktzutrittsbarriere, die einen Wettbewerb im Markt letztlich verhindert. Eine Liberalisierung der Wasserversorgung würde deshalb zunächst eine Neuordnung des Marktes für das Vorprodukt „Rohwasser“ erfordern.

„Wettbewerb um den Markt“

667. Der „Wettbewerb um den Markt“ in Form der Ausschreibung von Versorgungsrechten stellt weltweit das dominierende Wettbewerbsmodell für die Wasserversorgung dar, wobei insbesondere auf langjährige Erfahrungen aus Frankreich zurückgegriffen werden kann (SCHEELE, 2001a, S. 90 ff.). Bei diesem Verfahren wird das Recht, die Wasserversorgung innerhalb eines Gebietsmonopols zu übernehmen, in regelmäßig wiederholten Ausschreibungswettbewerben an dasjenige Unternehmen vergeben, das unter Einhaltung der Anforderungen an Trinkwasserqualität, Versorgungssicherheit etc. das für den Endverbraucher preisgünstigste Angebot zur Leistungserstellung macht. Die Wettbewerbsintensität ist bei diesem Verfahren umso höher, je häufiger ein erneuter Ausschreibungswettbewerb stattfindet, also je kürzer die Vertragslaufzeiten gewählt werden. Um eine Wettbewerbsverzerrung bei der Folgeausschreibung zu vermeiden, müssen sich die Vertragslaufzeiten jedoch an der wirtschaftlichen Nutzungsdauer der zu tätigenden Investitionen orientieren (s. Abschn. 4.5.2.3). Dies hat zur Folge, dass die Vertragslaufzeiten um so länger sein müssen, je mehr das Unternehmen nicht nur die reine Betriebsführung übernimmt, sondern auch eigene Investitionen zu tätigen hat. In Frankreich, dessen wasserwirtschaftliches Ausschreibungswesen eine lange Tradition hat, als weltweit am weitesten fortentwickelt gilt und mit Unterstützung internationaler Institutionen wie der Weltbank in viele andere Länder exportiert wird (vgl. SCHEELE, 2001a, S. 90 f.), kommen die in Tabelle 3.2.3-4 zusammengefassten Vertragsformen mit den dort genannten Laufzeiten zur Anwendung.

Tabelle 3.2.3-4 verdeutlicht zugleich ein grundlegendes Dilemma der Aufgabenübertragung durch einen Ausschreibungswettbewerb. Da in der Wasserversorgung ca. 80 % der Gesamtkosten auf die Fixkosten entfallen, können umfangreiche Kostensenkungsspielräume nur dann realisiert werden, wenn das private Unternehmen nicht nur die reine Betriebsführung, sondern auch möglichst weit gehende Investitionsaufgaben übernimmt. Um Wettbewerbsverzerrungen bei den Folgeausschreibungen zu vermeiden, erfordert dies jedoch Vertragslaufzeiten von bis zu 30 Jahren, sodass der Wettbewerbscharakter des Ausschreibungsverfahrens weitgehend verloren geht. Werden andererseits kurze Vertragslaufzeiten gewählt (insbesondere Betriebsführungsvertrag), so ergibt sich zwar eine deutlich höhere Wettbewerbsintensität, der private Betreiber hat jedoch nur einen Einfluss auf die variablen Kosten, und damit sind die realisierbaren Kostensenkungsspielräume entsprechend gering. Bei Kostenstrukturen mit hohem Fixkostenanteil ist deshalb auch ein

Tabelle 3.2.3-4

Vertragstypen bei der Übertragung wasserwirtschaftlicher Aufgaben in Frankreich

Vertragstyp	Umfang der übertragenen Aufgaben	Kostenträger erforderlicher Erhaltungsinvestitionen	Kostenträger erforderlicher Neuinvestitionen	Vertragslaufzeit
Betriebsführungsvertrag	Teilleistungen	Kommune	Kommune	6–10 Jahre
Pachtvertrag	Gesamtleistung	Privates Unternehmen	Kommune	10–15 Jahre
Konzessionsvertrag	Gesamtleistung	Privates Unternehmen	Privates Unternehmen	20–30 Jahre

Quellen: SRU, 2000, Tz. 168; SPELTHAHN, 1994, S. 142 ff.

Ausschreibungswettbewerb nur ein begrenzt taugliches Verfahren, um Effizienzsteigerungen durch die Einführung von Wettbewerbselementen zu erreichen.

668. Einen möglichen Indikator für die Wettbewerbsintensität bei Ausschreibungsverfahren stellt die Häufigkeit dar, mit der es im Rahmen von Folgeausschreibungen zu einer Ablösung des bisherigen Unternehmens kommt. Da eine solche Ablösung in Frankreich bislang eher die Ausnahme darstellt (SRU, 2000, Tz. 172), liegt die Vermutung nahe, dass sich die betreffenden Ausschreibungsverfahren eher durch eine geringe Wettbewerbsintensität auszeichnen. Darüber hinaus bestätigen gerade auch Erfahrungen aus Frankreich, dass Ausschreibungsverfahren insbesondere auf Märkten mit hohem Konzentrationsgrad geradezu eine Einladung zu Absprachen zwischen den Bietern und zu anderen Unregelmäßigkeiten darstellen. So hat der Stadtrat von Grenoble im März 2000 aufgrund eines Korruptionsskandals im Ausschreibungsverfahren seinen Vertrag mit dem größten französische Wasserkonzern *Suez/Lyonnaise des Eaux* gekündigt und die Wasserversorgung rekommunalisiert (Arbeitskreis Wasser/Bundesverband Bürgerinitiativen, 2001b).

669. Ein weiteres Problem von Ausschreibungsverfahren, das insbesondere bei langen Vertragslaufzeiten virulent wird, besteht schließlich in der konkreten Vertragsgestaltung (vgl. zum folgenden z. B. BORRMANN, 1999, S. 269 ff.; HEIN, 1998, S. 40 ff.; WIESER, 1997; S. 349 ff.). Einerseits ist es hier erforderlich, die geforderten Leistungen und die zulässigen Preisspielräume möglichst exakt zu spezifizieren. Andererseits muss jedoch auch möglichen Änderungen der maßgeblichen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen während der gesamten Laufzeit bereits bei Vertragsabschluss Rechnung getragen werden, denn die Möglichkeit einer nachträglichen Vertragsanpassung würde die Logik des gesamten Ausschreibungswettbewerbs beeinträchtigen. Antizipieren die Bieter nämlich die Möglichkeit einer solchen Nachverhandlung, so entsteht ein Anreiz zur Abgabe „geschönter“ Angebote, und der Effizienzcharakter der Ausschreibung geht vollends verloren. Um diese Probleme zu vermeiden, sind umfangreiche und komplexe Verträge mit vielfältigen „was wäre wenn“-Klauseln erforderlich, die sich an den jeweiligen örtlichen Bedingungen orientieren müssen und damit einer Standardisierung zumindest in Teilbereichen entzogen sind. Insbesondere kleinere Kommunen könnten hiermit schnell überfordert sein.

Schlussfolgerungen

670. Zusammenfassend stellt der Umweltrat fest, dass beide Liberalisierungsoptionen – sowohl ein „Wettbewerb im Markt“ als auch ein „Wettbewerb um den Markt“ – gerade im Bereich der Wasserversorgung mit schwerwiegenden Problemen verbunden sind, die einer hinreichend hohen Wettbewerbsintensität entgegenstehen und damit Effizienzgewinne nur in beschränktem Umfang erwarten lassen. Hinzu kommt, dass der Jahresumsatz in der Wasserwirtschaft mit nur ca. 13 Mrd. DM deutlich geringer ist als etwa in den Bereichen Elektrizität (ca. 160 Mrd. DM) und Telekommunikation (ca. 90 Mrd. DM), sodass sich die gegebenenfalls vorhandenen Kostensenkungspotenziale in der absoluten Betrachtung ohnehin nur vergleichsweise bescheiden ausnehmen.

3.2.3.4 Umwelt- und gesundheitspolitische Aspekte

671. Bezüglich umwelt- und gesundheitspolitischer Aspekte hat der Umweltrat bereits im Umweltgutachten 2000 darauf hingewiesen, dass die Vorteile einer weiteren Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung in der klaren Trennung zwischen umweltpolitischer Kontrolle einerseits und Anlagenbetrieb andererseits besteht. Insbesondere ist davon auszugehen, dass Kontrolle und Vollzug gesetzlicher Vorgaben gegenüber privaten Betreibern strenger erfolgen als gegenüber öffentlich-rechtlichen Betreibern (SRU, 2000, Tz. 195). Darüber hinaus ergeben sich zusätzliche Chancen für die Qualitätssicherung in der Wasserversorgung, wenn größere Unternehmen in kleine Versorgungsgebiete eintreten und entsprechendes Know-How und Kapital einbringen, über das der bisherige öffentlich-rechtliche Anbieter nicht verfügt (EWERS et al., 2001a, S. 48). Trotz dieser unbestreitbaren Vorteile ist jedoch auch auf zahlreiche Probleme hinzuweisen, die erstmals in einer im November 2000 veröffentlichen Untersuchung des Umweltbundesamtes systematisch dargestellt und bewertet wurden (BRACKEMANN et al., 2000). Die Untersuchung kommt zusammenfassend zu dem Ergebnis, dass einer weiteren Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung schwerwiegende Bedenken aus Sicht des Umwelt- und Gesundheitsschutzes entgegenstehen (BRACKEMANN et al., 2000, S. 72). Dabei ergibt sich eine abgestufte Bewertung für die beiden Optionen „Wettbewerb im Markt“ bzw. „Wettbewerb um den Markt“.

672. Eine vollständige Liberalisierung der Wasserversorgung im Sinne eines „Wettbewerbs im Markt“ stößt auf alle umwelt- und gesundheitspolitische Bedenken, die auch gegenüber dem weniger anspruchsvollen Ansatz eines „Wettbewerb um den Markt“ geltend gemacht werden (vgl. hierzu Tz. 673 f.) . Darüber hinaus würde eine vollständige Liberalisierung im Sinne eines „Wettbewerbs im Markt“ tendenziell zu einer verstärkten Fernwasserversorgung führen (z. B. VKU, 2001, S. 2). Eine solche Entwicklung könnte aus zweierlei Gründen bedenklich sein. Zum einen kann der Transport von Wasser über längere Strecken eine verstärkte Desinfektion erfordern. Zum anderen schwächt der Übergang zur Fernwasserversorgung und die damit einhergehende Entflechtung von Wirtschafts- und Naturräumen den Anreiz zum Schutz regionaler Grundwasservorkommen und läuft damit den Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft zuwider (BRACKEMANN et al., 2000, S. 43 ff.).

Weitere umwelt- und gesundheitspolitische Bedenken speziell gegen einen „Wettbewerb im Markt“ resultieren daraus, dass ein solches Liberalisierungsmodell ohne gemeinsame Netznutzung („common carriage“) kaum denkbar ist (vgl. Tz. 664). Wird jedoch Wasser unterschiedlicher Qualität und Zusammensetzung in ein gemeinsames Netz eingespeist, so kann es zu Ausfällungen, zur Ablösung von Belägen und zur Vermehrung von Mikroorganismen kommen, sofern nicht weitere kostenintensive Aufbereitungsmaßnahmen getroffen werden. Neben Zweifeln an der Wirtschaftlichkeit einer solchen Lösung (vgl. MEHLHORN, 2001) steht auch hier wieder zu befürchten, dass die notwendigen Standards in der Gesund-

heitsvorsorge nur durch die verstärkte Zugabe von Chlor gewährleistet werden können (z. B. BRACKEMANN et al., 2000, S. 30 ff.).

673. Erfolgt lediglich eine Privatisierung der Wasserversorgung bei Fortbestehen regionaler Gebietsmonopole („Wettbewerb um den Markt"), so entfallen die genannten Bedenken gegen eine gemeinsame Netznutzung. Ebenso ist es möglich, die negativen Konsequenzen einer verstärkten Fernwasserversorgung zu vermeiden, indem das beauftragte Unternehmen vertraglich verpflichtet wird, regionale Wasservorkommen zu nutzen (EWERS et al., 2001a, S. 60). Dennoch verbleiben auch bei einem „Wettbewerb um den Markt" noch schwerwiegende Bedenken aus Sicht des Umwelt- und Gesundheitsschutzes (die im Übrigen in gleicher Weise auch auf eine vollständige Liberalisierung zutreffen – vgl. Tz. 672). So steht zu befürchten, dass private Wasserversorger aufgrund des Gewinnmotivs kostenintensive Maßnahmen zur Gewährleistung des Gesundheitsschutzes (so genannte Multi-Barrieren-Systeme) zugunsten des preiswerteren Zusatzes von Chlor vernachlässigen (z. B. BRACKEMANN et al., 2000, S. 57). Lediglich in denjenigen Fällen, in denen der private Wasserversorger gleichzeitig auch als Anbieter entsprechender Aufbereitungsanlagen agiert, könnte sich eine Präferenz für technisch aufwendige Lösungen ergeben.

Weitere umwelt- und gesundheitspolitisch bedenkliche Einsparmöglichkeiten privater Wasserversorger könnten im Bereich der Rohrnetzpflege bestehen. Auch hier lässt sich auf entsprechende Erfahrungen aus England verweisen. Nach Privatisierung der englischen Wasserwirtschaft wurden die bis dato extrem hohen Leitungsverluste der öffentlichen Unternehmen zwar eingedämmt, sie betragen jedoch immer noch etwa 24 % (Deutsche Bank Research, 2000, S. 5). Eine weitergehende Eindämmung der Leitungsverluste ist für die Unternehmen bei den gegebenen Kosten der Wassergewinnung nicht wirtschaftlich und wird auch durch die Regulierungsbehörde nicht forciert, deren Zielvorgaben sich nach dem Konzept des „Economic Leakage Level" an einer entsprechenden Kostenabwägung orientieren (SCHEELE, 2001c). Eine Hinnahme von Leitungsverlusten in der genannten Größenordnung widerspricht jedoch nicht nur den Grundsätzen einer nachhaltigen Wasserwirtschaft, sondern stellt auch eine Gefahr für Hygiene- und Gesundheitsschutz dar. Denn aufgrund von Druckschwankungen kann bei Rohrdefekten belastetes Grundwasser in das Rohrnetz gelangen (BRACKEMANN et al., 2000, S. 58).

674. Es ist unbestreitbar, dass zumindest bei der Option „Wettbewerb um den Markt" die genannten Probleme bezüglich Umwelt- und Gesundheitsschutz *im Prinzip* durch einen entsprechenden Ordnungsrahmen sowie durch eine geeignete Vertragsgestaltung vermieden werden können. Allerdings zeigen die Erfahrungen aus England, dass die Durchsetzung entsprechender Standards häufig auf erbitterten Widerstand seitens der privaten Betreiber stößt. Hier hat es in der Vergangenheit aufgrund offenkundiger Umweltverschmutzungen, nicht eingehaltener Investitionspläne und zu hoher Wasserentnahmen heftige Auseinandersetzungen zwischen Unternehmen und Umweltbehörden gegeben (vgl. SCHEELE, 1997, S. 39 f.). Hinzu kommt, dass die Einhaltung der geforderten Standards zuweilen nicht ohne weiteres überprüft werden kann, sodass mit entsprechenden Monitoring-Problemen zu rechnen ist. Dies betrifft insbesondere die Netzpflege, denn Veränderungen im Versorgungsnetz werden in der Regel nicht kurzfristig sichtbar und können auch nach ihrer Entdeckung nicht unmittelbar behoben werden (BRACKEMANN, 2000, S. 60). Diesem Problem kann zwar partiell entgegengewirkt werden, indem den privaten Unternehmen im Rahmen der Vertragsgestaltung entsprechende Investitionspflichten auferlegt werden. Da jedoch der zur Netzpflege notwendige Investitionsbedarf über einen längeren Zeitraum nur mit Einschränkungen vorhergesehen werden kann, lässt sich auch durch vertragliche Investitionspflichten nicht sicherstellen, dass stets Maßnahmen im erforderlichen Umfang ergriffen werden.

In diesem Zusammenhang erscheint auch das Argument, die privaten Betreiber hätten ein hohes ökonomisches Interesse an der Instandhaltung der Anlagen, da sie sich andernfalls auf längere Sicht die eigenen wirtschaftlichen Grundlagen entziehen würden (vgl. EWERS et al., 2001a, S. 46), zu kurz gegriffen. Für einen privaten Betreiber, der – aus welchen Gründen auch immer – davon ausgeht, dass es im Zuge der Folgeausschreibung zu einem Betreiberwechsel kommt, besteht nämlich kein Anreiz, bei der Rohrnetzpflege einen entsprechend langen Zeithorizont über das Vertragsende hinaus zugrunde zu legen.

675. Jenseits der genannten Durchsetzungs- und Monitoring-Probleme ist auch zu beachten, dass der Übergang zu privaten Anbietern generell mit einer Verminderung der staatlichen Einflussmöglichkeit auf Art, Qualität und Nebeneffekte der Leistungserstellung verbunden ist. Zur Gewährleistung hinreichend hoher Umweltstandards ist deshalb ein höheres Maß an prozessualer Einflussnahme und Kontrolle erforderlich (z. B. MEYER-RENSCHHAUSEN, 1996). Dies steht in Einklang mit Ergebnissen empirischer Untersuchungen zur Privatisierung der Wasserwirtschaft in England, wonach die Trennung zwischen umweltpolitischer Kontrolle einerseits und Anlagenbetrieb andererseits der Ausnutzung von „economies of scope" entgegensteht und damit zu beträchtlichen Zusatzkosten führt (HUNT und LYNK, 1995). Sollen die gegenwärtigen Standards bezüglich Umwelt- und Gesundheitsschutz aufrechterhalten werden, so wären also den ohnehin nur vergleichsweise bescheidenen Effizienzgewinnen, die durch eine Marktöffnung eventuell erzielt werden könnten, noch entsprechend erhöhte Vollzugskosten gegenzurechnen. Dementsprechend wird auch in dem im Februar 2001 veröffentlichten vorläufigen Thesenpapier zum BMWi-Gutachten konzediert, dass bei einer weiteren Liberalisierung bzw. Privatisierung der Wasserversorgung flankierende Maßnahmen zur Sicherstellung von Trinkwassergüte und Umweltschutz einzuleiten sind, die insbesondere eine fachliche und personelle Stärkung der zuständigen Behörden erfordern (EWERS et al., 2001b, S. 4 ff.). Im Endbericht zum BMWi-Gutachten fehlt dieser Hinweis. Statt dessen wird hier argumentiert, dass ohnehin Defizite im Vollzug des wasserwirtschaftlichen Ordnungsrahmens bestünden, und die Kosten zur Beseitigung dieser Defizite nicht der Liberalisierung anzulasten seien (EWERS et al., 2001a, S. 6). Diese Argumentation greift allerdings zu kurz. Selbstver-

ständlich kann die Beseitigung ohnehin bestehender Defizite nicht der Liberalisierung angelastet werden. Soweit durch eine Liberalisierung jedoch zusätzliche oder intensivierte Überwachungsmaßnahmen erforderlich werden, und davon ist auszugehen, sind die dabei entstehenden Kosten der Liberalisierung auch anzulasten.

3.2.3.5 Effizienzsteigerung in der öffentlichen Wasserversorgung

676. Unbeschadet der bisherigen Ausführungen hält auch der Umweltrat eine Steigerung von Effizienz und Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Wasserversorgungswirtschaft für wünschenswert. Wie insbesondere das Beispiel der Niederlande zeigt (vgl. SCHEELE, 2001b), bestehen hierzu neben einer Privatisierung bzw. Liberalisierung jedoch auch alternative Optionen, die keine Preisgabe der im Grundsatz bewährten Strukturen erfordern. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um den verstärkten Übergang zu privatrechtlichen Organisationsformen, um die verstärkte Kooperation zwischen öffentlich-rechtlichen Wasserversorgern sowie um die Einführung verpflichtender Benchmarking-Prozesse.

677. Gegenwärtig werden noch mehr als die Hälfte der deutschen Wasserversorgungsunternehmen als Eigen- bzw. Regiebetrieb oder Zweckverband geführt. Diese öffentlich-rechtlichen Organisationsformen bieten zwar durch ihre Verwaltungsnähe erhebliche Vorteile bezüglich der politischen Einfluss- und Kontrollmöglichkeiten, sie zeichnen sich jedoch gleichzeitig durch schwerfällige Entscheidungsprozesse und eine geringe Effizienz aus. Wie jüngere Untersuchungen zu den Vor- und Nachteilen unterschiedlicher Organisationsformen in der Abfallwirtschaft zeigen, bieten demgegenüber privatrechtliche Organisationsformen (Eigengesellschaft als GmbH oder AG) eine Reihe von generellen betriebswirtschaftlichen Vorteilen, die eine insgesamt effizientere Aufgabenerfüllung erwarten lassen (Tz. 1144; BREE et al., 2001; WAGNER, 2000). Darüber hinaus lassen sich durch eine Einbeziehung privater Dritter im Rahmen einer Minderheitsbeteiligung an gemischtwirtschaftlichen Unternehmen („*Public-Private-Partnership*") externer Sachverstand und privates Kapital zur Steigerung der Effizienz nutzbar machen. Dabei ist dem Umweltrat allerdings auch bewusst, dass gemischtwirtschaftliche Unternehmen einer strengen kartellrechtlichen Überwachung bedürfen (z. B. FRITZ, 2001, S. 290 ff.; SCHULTZ, 1997, S. 122 f.) und dass der erforderliche Ausgleich zwischen privaten und öffentlichen Interessen durchaus zu Konflikten führen kann (z. B. WINDEL, 1999).

678. Neben den Unzulänglichkeiten öffentlich-rechtlicher Organisationsformen stellt auch die kleinräumige, zersplitterte Struktur der deutschen Wasserwirtschaft (z. B. Tz. 657) eine Ursache möglicher Effizienzverluste dar, denn potenzielle Größenvorteile etwa bei Beschaffung, Personal und Vertrieb können bei der gegenwärtigen Struktur nicht ausgenutzt werden (EWERS et al., 2001a, S. 23). Effizienzüberlegungen haben auch die niederländischen Behörden bereits in den siebziger Jahren dazu bewegt, einen Konzentrationsprozess in der öffentlich-rechtlichen Wasserwirtschaft einzuleiten, der die Anzahl der selbständigen Unternehmen auf derzeit etwa zwanzig zusammenschrumpfen ließ (SCHEELE, 2001b, S. 6 ff.). Obwohl die niederländische Vorgehensweise aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen nicht unmittelbar auf Deutschland übertragbar ist, bestehen auch hier erheblich Kostensenkungsspielräume durch eine Kooperation zwischen öffentlich-rechtlichen Anbietern, ohne dass dabei der Vorrang einer ortsnahen Wasserversorgung aufgegeben werden müsste. Dies betrifft insbesondere die Möglichkeit, dezentrale Versorgungsanlagen in einem organisatorischen Verbund zu betreiben, bei dem möglichst viele Aufgaben zentral wahrgenommen werden (z. B. Ersatzteilbevorratung, Beschaffung, Rechnungswesen, etc.). Eine zusätzliche Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit bei internationalen Ausschreibungen könnte sich darüber hinaus durch Bildung von Kooperationen zwischen Wasserversorgern, Ingenieursbüros und Anlagenbauern ergeben (BRACKEMANN et al., 2000, S. 78 f.).

679. Eine weitere Möglichkeit zur Effizienzsteigerung der öffentlich-rechtlichen Wasserversorgung besteht schließlich in der Einführung verpflichtender Benchmarking-Prozesse. Hierbei werden Effizienz und Leistungsfähigkeit der verschiedenen Wasserversorger anhand ausgewählter Kennziffern bewertet und miteinander verglichen (zur Methodik vgl. BAUM et al., 2001, S. 433 ff.). Die regelmäßige Durchführung solcher Prozesse und die Veröffentlichung ihrer Ergebnisse schaffen nicht nur zusätzliche Transparenz, sondern es werden über den entstehenden Rechtfertigungsdruck gegenüber Gebührenzahlern und Kommunalverwaltung auch erhebliche Anreize zu einer kostenbewussten Betriebsführung ausgelöst. Erste positive Erfahrungen mit der Anwendung von Benchmarking-Prozessen in der Wasserwirtschaft werden aus den Niederlanden berichtet (vgl. ACHTTIENRIBBE, 2000).

3.2.3.6 Zusammenfassung und Empfehlungen

680. Die Befürworter einer weiteren Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung begründen ihre Forderungen im Wesentlichen mit den zu erwartenden Effizienzgewinnen. Die hierbei verwendeten Argumente sind aus Sicht des Umweltrates nur eingeschränkt tragfähig. Effizienzgewinne durch eine Privatisierung bzw. Liberalisierung setzen voraus, dass die bestehenden Strukturen mit entsprechenden Ineffizienzen verbunden sind. Dies ist insofern zu erwarten, als sich die gegenwärtige Wasserversorgungswirtschaft durch eine extrem kleinteilige und zersplitterte Struktur auszeichnet und öffentliche Unternehmen keinem unmittelbaren Wettbewerbsdruck ausgesetzt sind, sodass sie ihre Kosten ohne eigenes Risiko auf die Verbraucher überwälzen können. Allerdings werden auch beim heutigen Ordnungsrahmen bereits verschiedene Wettbewerbselemente wirksam (Substitutionswettbewerb, Wettbewerb auf der Großhandelsstufe, Wettbewerb um Beteiligungen, kartellrechtliche Preisaufsicht). Hinzu kommt, dass Gebührenerhöhungen häufig zu Akzeptanzproblemen führen. Diese Faktoren können zwar eine tatsächliche Wettbewerbssituation nicht ersetzen, sie bewirken jedoch einen spürbaren Druck zu Kostendisziplin und Effizienz.

Auch die zum Beleg der behaupteten Ineffizienzen häufig in unseriöser Weise herangezogenen internationalen Wasserpreisvergleiche sind aufgrund zahlreicher Faktoren

(Unterschiede bezüglich Qualität, Versorgungssicherheit und Anschlussgrad, unterschiedliche Umweltstandards, unterschiedliche Gebühren- bzw. Preisbildungsmodelle, Verzerrungen durch Subventionen) nur von äußerst geringer Aussagekraft. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Kosten der Wasserversorgung einen hohen Fixkostenanteil enthalten, sodass der Wasserpreis pro m^3 bei rückgängigem Verbrauch zwangsläufig steigt. Gerade eine Wasserwirtschaft, die im Sinne nachhaltiger Entwicklung auf einen möglichst geringen pro-Kopf-Verbrauch abzielt, sieht sich damit dem Vorwurf der Ineffizienz ausgesetzt.

681. Für eine weiter gehende Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung kommt sowohl ein „Wettbewerb im Markt“, als auch ein „Wettbewerb um den Markt“ in Betracht. Beide Optionen sind jedoch mit zahlreichen ökonomischen und ökologischen Problemen verbunden, die nach Einschätzung des Umweltrates eine sorgfältigen Abwägung erfordern und nicht mit pauschalen Hinweisen auf das Vertrauen in die Marktkräfte beiseite geschoben werden dürfen.

682. Um das eigentliche Effizienzpotenzial eines „Wettbewerb im Markt“ erschließen zu können, wäre ein Durchleitungsmodell („common carriage“) erforderlich. Anders als im Elektrizitätsbereich existiert jedoch für die Wasserversorgung in Deutschland kein flächendeckendes Verbundnetz, sodass zunächst eine entsprechende Infrastruktur geschaffen werden müsste. Hinzu kommt, dass Wasser deutlich höhere Transportkosten als Elektrizität verursacht und in den meisten Regionen verbrauchsnah gewonnen werden kann, sodass eine hohe Wettbewerbsintensität durch gemeinsame Netznutzung in der Regel nur in dicht besiedelten Gebieten zu erwarten wäre. Wie auch jüngste Erfahrungen aus England belegen, resultieren weitere Probleme eines Durchleitungsmodells daraus, dass die speziellen Eigenschaften des Gutes „Wasser“ bei gemeinsamem Netzzugang äußerst komplexe Regelungen unter anderem bezüglich der Kostenträgerschaft, der Qualität der einzuspeisenden Wässer und möglicher haftungsrechtlicher Fragen erfordert. Auch ist die Einspeisung unterschiedlicher Wässer in ein gemeinsames Netz nicht ohne kostenintensive Aufbereitungsmaßnahmen möglich.

Aus Sicht des Umwelt- und Gesundheitsschutzes ist hervorzuheben, dass zur Aufrechterhaltung der gegenwärtigen Standards ein hohes Maß an zusätzlichen Kontrollmaßnahmen erforderlich wäre, die mit entsprechenden Vollzugskosten einhergehen. Darüber hinaus würde ein „Wettbewerb im Markt“ tendenziell zu einer verstärkten Fernwasserversorgung führen. Dies würde jedoch unter Umständen nicht nur eine höhere Zugabe von Chlor erfordern, sondern zugleich auch den Anreiz zum Schutz regionaler Grundwasservorkommen schwächen und damit den Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft zuwiderlaufen. Insgesamt kommt der Umweltrat deshalb zu der Einschätzung, dass ein „Wettbewerb im Markt“ im Sinne eines gemeinsamen Netzzugangs weder ökonomisch noch ökologisch vorteilhaft wäre.

683. Bei einem „Wettbewerb um den Markt“ im Sinne eines Ausschreibungsverfahrens lassen sich umwelt- und gesundheitspolitische Probleme durch einen entsprechenden Ordnungsrahmen sowie eine geeignete Vertragsgestaltung zumindest im Prinzip vermeiden. Wie jedoch Erfahrungen aus England zeigen, stößt die Durchsetzung entsprechender Standards häufig auf erbitterten Widerstand seitens der privaten Betreiber. Auch lässt sich die Einhaltung bestimmter Auflagen (z. B. Netzpflege) nicht ohne weiteres überprüfen, sodass Monitoring-Probleme entstehen. Darüber hinaus gilt auch hier zu bedenken, dass die Trennung zwischen umweltpolitischer Kontrolle einerseits und Anlagenbetrieb andererseits eine fachliche und personelle Stärkung der zuständigen Behörden erfordert, die zu beträchtlichen Zusatzkosten führen kann.

Die effizienzsteigernde Wirkung eines „Wettbewerbs um den Markt“ wird maßgeblich durch die konkrete Vertragsgestaltung beeinflusst. Da ca. 80 % der Kosten der Wasserversorgung als Fixkosten anfallen, lassen sich umfangreiche Kostensenkungsspielräume nur dann realisieren, wenn der Private nicht nur die Betriebsführung, sondern auch möglichst weitgehende Investitionsaufgaben übernimmt. Zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen bei den Folgeausschreibungen erfordert dies jedoch sehr lange Vertragslaufzeiten, sodass der Wettbewerbscharakter des Ausschreibungsverfahrens nahezu vollständig verloren geht. Werden dagegen im Rahmen einer reinen Betriebsführung kürzere Vertragslaufzeiten gewählt, so resultiert zwar eine deutlich höhere Wettbewerbsintensität, der Private hat jedoch nur Einfluss auf die variablen Kosten, und die realisierbaren Kostensenkungsspielräume sind entsprechend gering. Darüber hinaus ist zu beachten, dass Ausschreibungsverfahren gerade auf Märkten mit hohem Konzentrationsgrad extrem anfällig für Absprachen zwischen den Bietern und anderen Unregelmäßigkeiten sind.

684. Vor dem Hintergrund der genannten Zusammenhänge ist es nicht überraschend, dass selbst die Befürworter einer weiteren Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung von nur moderaten Effizienzgewinnen in einer Größenordnung von etwa 10 bis 15 % ausgehen. Da der Jahresumsatz in der Wasserversorgung mit nur ca. 13 Mrd. DM deutlich geringer als etwa in der Elektrizitätswirtschaft (ca. 160 Mrd. DM) oder der Telekommunikation (ca. 90 Mrd. DM) ist, sind die gegebenenfalls vorhandenen Kostensenkungsspielräume in der absoluten Betrachtung vergleichsweise bescheiden. So würde selbst bei optimistischer Schätzung pro Einwohner und Jahr lediglich eine Kostenentlastung von ca. 21 DM resultieren. Insgesamt befürchtet der Umweltrat, dass durch eine weitere Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wasserversorgung vermutlich nur wenig zu gewinnen, aber möglicherweise viel zu verlieren wäre. Vor der Einleitung weiterer Privatisierungs- bzw. Liberalisierungsschritte hält es der Umweltrat deshalb für angebracht, zunächst zu überprüfen, welche Möglichkeiten zur Effizienzsteigerung im Rahmen der gegebenen öffentlich-rechtlichen Strukturen bestehen. Potenzielle Ansatzpunkte liegen hierfür in der Einführung verpflichtender Benchmarking-Prozesse, in einer verstärkten Kooperation zwischen den öffentlichen Wasserversorgern und in einem verstärkten Übergang zu privatrechtlichen Organisationsformen (einschließlich *„Public-Private-Partnership“*).

3.2.4 Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes

685. Da der Umweltrat für den Umweltpolitikbereich des Naturschutzes im Laufe des Jahres 2002 ein Sondergutachten veröffentlichen wird, soll an dieser Stelle nur die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes als die neueste und grundlegendste Entwicklung im Naturschutz kommentiert werden.

686. Seit Mitte der Achtzigerjahre ist eine Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes Gegenstand der umweltpolitischen Diskussion. Der Umweltrat hat bereits im Umweltgutachten von 1987 die Notwendigkeit einer umfassenden Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes betont (vgl. auch SRU, 2000, Tz. 392; SRU, 1994, Tz. 464; SRU, 1987, Tz. 458). Obwohl es in den vergangenen Legislaturperioden mehrfach Anläufe gegeben hat, ist eine Gesamtnovellierung stets an den Interessenkonflikten zwischen Bund und Ländern gescheitert. Vorgenommene Änderungen des Bundesnaturschutzgesetzes durch das 2. und 3. Änderungsgesetz vom 30. April und 26. August 1998 betrafen nur Teilbestimmungen und die Anpassung an die Vorgaben der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (VOLKERY, 2001).

Am 15. November 2001 wurde nun vom Deutschen Bundestag ein Gesetzentwurf zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften angenommen (BNatSchGNeuregG; wortgleiche Entwürfe der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN und der Bundesregierung s. Bundestagsdrucksache 14/6378 und 14/6878 i. d. Fassung der Beschlussempfehlung). Nach einem Vermittlungsverfahren haben Bundestag und Bundesrat diesem Gesetzentwurf am 1. Februar 2002 mit geringfügigen Änderungen abschließend zugestimmt (vgl. Bundestagsdrucksache 14/8095). Die letzten Änderungen nach Redaktionsschluss konnten im folgenden Kapitel allerdings nicht mehr berücksichtigt werden.

687. Das BNatSchGNeuregG zielt mit der in seinem Artikel 1 enthaltenen Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG n. F.) auf eine Gesamtnovellierung des Naturschutzrechts ab. Das BNatSchG n. F. setzt in wichtigen Bereichen neue Akzente und stößt Verbesserungen für den Naturschutz an. Hervorzuheben sind die Einführung eines Biotopverbundes, die Aufnahme der Entwicklung von Schutzgebieten (Entwicklungsprinzip bei der Ausweisung), die Überarbeitung der Liste gesetzlich geschützter Biotope, die erstmalige Regelung des Meeresnaturschutzes in der Ausschließlichen Wirtschaftszone, die Definition der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft unter den Gesichtspunkten von Naturschutz und Landschaftspflege, die Einführung der Umweltbeobachtung, die umfassende Überarbeitung der Landschaftsplanung, die Erweiterung des Geltungsbereichs der Eingriffsregelung sowie die Einführung der Verbandsklage auf Bundesebene.

688. Der Umweltrat begrüßt die genannten Veränderungen. In einigen Punkten hält er allerdings weiter gehende Regelungen für wünschenswert. In wenigen Punkten sieht er sogar Verschlechterungen gegenüber dem alten Naturschutzgesetz. Letzteres gilt vor allem für die Eingriffsregelung sowie für den weitgehenden Verzicht auf die unmittelbare Wirkung der Regelungen des Gesetzes. Eine grundsätzliche und übersichtliche Neuordnung des Artenschutzrechtes, das in vielen Gesetzen und Verordnungen uneinheitlich geregelt ist, wäre darüber hinaus erforderlich gewesen.

689. Ambitionierte Neuerungen des Gesetzentwurfes wie der Biotopverbund, die Klarstellungen zur guten fachlichen Praxis der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft oder die neuen Regelungen zur Landschaftsplanung bewegten zunächst eine Mehrheit der Bundesländer dazu, gegen das Gesetz zu stimmen oder sich zu enthalten. Dies muss angesichts der häufig unkonkreten Formulierungen des Gesetzentwurfes und der z. T. sehr weiten Auslegungsspielräume (Tz. 690) in höchstem Maße erstaunen und Zweifel daran nähren, ob bei diesen Landesregierungen ein der Länderverantwortung für den Naturschutz angemessenes Interesse an diesem Bereich vorausgesetzt werden kann. Die nunmehr beschlossenen Neuerungen entsprechen zu einem großen Teil der in vielen Bundesländern bereits gängigen Praxis bzw. werden von weitergehenden Regelungen in einigen Ländern übertroffen, sodass das neue Bundesnaturschutzgesetz vor allem einen Anstoß zur länderübergreifenden Angleichung und zum Aufholen für Nachzügler bedeutet.

3.2.4.1 Ziele und Grundsätze

690. Der Umweltrat begrüßt die umfangreiche Neufassung der Ziele und Grundsätze. In § 1 BNatSchG n. F. ist insbesondere der Hinweis auf die Verantwortung für zukünftige Generationen positiv zu bewerten. § 1 begründet die obersten und entsprechend allgemeinen Ziele des Naturschutzes nun jedoch auch damit, dass „Natur und Landschaft (...) auf Grund ihres eigenen Wertes und als Lebensgrundlage des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen“ zu schützen, zu pflegen, zu entwickeln und gegebenenfalls wiederherzustellen seien. Gegenüber der früheren Fassung des § 1 Abs. 1 ist der Bezug zur Erholung und die – überflüssige – Abwägungsbestimmung des § 1 Abs. 2 entfallen.

691. Die Formulierung „aufgrund ihres eigenen Wertes“ ist insofern bemerkenswert, als der Ausdruck „eigener Wert“ („Eigenwert“) eine über menschliche Interessen hinausreichende, also physiozentrische (physis = Natur) Begründung des Naturschutzes anzeigt. Man kann den Ausdruck „Eigenwert“ zwar auch so verwenden, dass man ihn nur auf menschliche Lebensvollzüge bezieht, die sich um ihrer selbst willen lohnen (naturästhetische Erfahrungen, Erholung); diese auf ein gutes menschliches Leben abstellende (so genannte „eudaimonistische“) Definition scheint jedoch nicht gemeint zu sein, da man in diesem Falle die nunmehr gestrichene Passage „als Voraussetzung für seine Erholung“ hätte beibehalten können. Daher ist zu vermuten, dass mit „eigener Wert“ die moralische Berücksichtigungswürdigkeit der Natur um ihrer selbst willen gemeint ist. In jedem Falle macht die Aufnahme des Eigenwert-Begriffs in das Bundesnaturschutzgesetz eine Interpretation dieses Begriffs erforderlich. Auch aus diesem Grunde wird der Umweltrat in seinem Sondergutachten Naturschutz ausführlicher auf

Begründungsfragen des Naturschutzes eingehen. Im Folgenden soll nur auf eine mögliche unerwünschte Konsequenz dieser Aufnahme des Eigenwertbegriffs in das Bundesnaturschutzgesetz hingewiesen werden.

Aus Sicht des Umweltrates reichen die protektionistischen anthropozentrischen Begründungen des alten Gesetzes aus, um die mit dem neuen Gesetz verfolgten Ziele zu begründen. Auch mit einer anthropozentrischen Begründung ist nämlich ein sehr weit gehender Naturschutz möglich (SRU, 2002). Der Hinweis auf den Eigenwert von Natur und Landschaft als Schutzgrund könnte sich im Hinblick auf die praktische Naturschutzarbeit sogar kontraproduktiv gegenüber der stärker anthropozentrischen Ausrichtung des alten Gesetzes auswirken. Die Aufforderung, Natur und gar die bei uns immer auch vom Menschen beeinflusste Landschaft um ihrer selbst willen zu erhalten, stellt für das Verwaltungshandeln keine geeignete Grundlage dar. Sie bietet kaum Ansatzpunkte und Kriterien für die unerlässlichen Prioritätensetzungen und Schutzbemühungen im Rahmen einer effizienten Naturschutzstrategie. Sofern man den Begriff des Eigenwertes der gesamten Natur ernst nimmt, lässt sich eine nachträgliche Abstufung dieses Wertes und eine Relativierung anhand menschlicher Prioritäten und Präferenzen kaum noch rechtfertigen (GORKE, 1999). Eine Einstufung bestimmter Landschaftselemente als besonders wertvoll und damit schutzwürdig ist dann kaum mehr möglich, da alles einen Eigenwert besitzt – Abwasserorganismen ebenso wie der Wachtelkönig.

692. Die Grundsätze in § 2 BNatSchG n. F. wurden in begrüßenswerter Weise ausgeweitet und ausführlicher erläutert, als dies im alten Gesetz der Fall war. In einigen Fällen werden aber – vermutlich unter anderem aufgrund des Bestrebens, Überschneidungen mit anderen Gesetzen zu vermeiden – sehr unkonkrete Formulierungen mit großem Interpretationsspielraum verwendet. So werden nur noch allgemein die Funktionen der Böden im Naturhaushalt erwähnt, und es wird nicht mehr explizit auf die natürliche Bodenfruchtbarkeit als Schutzgut Bezug genommen. Weder im früheren Gesetz noch in der Novelle werden die Belange des Schutzes der Archivfunktion von Geotopen (einschließlich der Geodiversität von Böden und geologischen Erscheinungen) berücksichtigt. Diese sind zwar – bezogen auf den Boden – im Bundesbodenschutzgesetz angesprochen, sie müssen jedoch mit den Instrumenten des Naturschutz- und z. T. des Denkmalschutzrechts umgesetzt werden. Die Aufgaben von Naturschutz und Landschaftspflege im Zusammenhang mit Luftverunreinigungen und Lärmeinwirkungen werden nicht mehr erwähnt. Die Funktionen des Naturgutes Wasser werden auf die Biotop- und Retentionsfunktion beschränkt. Eine Erwähnung des Wasserdargebots erfolgt nicht. Hier sollen vermutlich die generellen Hinweise auf eine sparsame und schonende Nutzung der Naturgüter genügen.

693. Zu kritisieren ist aber vor allem, dass die §§ 1 und 2 BNatSchG n. F. zukünftig nicht mehr unmittelbar gelten sollen. Dies birgt die Gefahr eines Verlustes der vereinheitlichenden Wirkung des Rahmengesetzes auf den Zielrahmen der Landschaftsplanung und der Eingriffsregelung in den Bundesländern. In einem Rahmengesetz ausgerechnet den Zielen und Grundsätzen die unmittelbare Wirkung zu versagen, ist auch deshalb nicht sinnvoll, weil eine wesentliche Funktion der Rahmengesetzgebung gerade in der Aufstellung von Zielen und Grundsätzen für das Landesrecht besteht. Die Aufgabe der unmittelbaren Geltung der §§ 1 und 2 ist deshalb mit Recht als ein „Versuch“ bezeichnet worden, „bundesgesetzliche Zurückhaltung am untauglichen Objekt zu demonstrieren“ (MEßERSCHMIDT, 2001, S. 243).

Erholung und Naturschutz

694. Die Klarstellung des Verhältnisses zwischen Naturschutz und Sport in § 10 des BNatSchG n. F. wird vom Umweltrat positiv bewertet, da sportliche Aktivitäten in Natur und Landschaft Teil der naturgebundenen Erholung sind und die Erhaltung von Natur und Landschaft für das Erleben durch den Menschen seit jeher ein wesentliches Ziel des Bundesnaturschutzgesetzes gewesen ist. Kritisch zu sehen ist hingegen die in § 2 Abs. 1 Satz 5 dargelegte besondere Verpflichtung zu Schutz, Pflege, Gestaltung und Erschließung von Flächen zum Zwecke der Erholung, die sich nicht auf die durch die Naherholung genutzten Gebiete beschränkt. Sie gilt stattdessen für alle siedlungsnahen Bereiche, selbst wenn sie zum Anziehungspunkt für aus größerer Entfernung Anreisende ausgestaltet werden. Damit werden Zielkonflikte innerhalb des Naturschutzes in einer nicht sinnvollen Weise vorentschieden, da für den siedlungsnahen Bereich unabhängig vom Erholungsbedarf der anwohnenden Bevölkerung zu erholungsfördernden Maßnahmen geradezu aufgefordert wird. Schutzwürdige Gebiete, die auch als Erholungsgebiet attraktiv sind, wie z. B. Seen, geraten damit potenziell überall unter Druck, weil sich fast überall eine kleine Siedlung findet, die es erlaubt, für beliebige touristische Entwicklungsinteressen die gesetzliche Verpflichtung zur Ausweisung siedlungsnaher Erholungsflächen geltend zu machen.

3.2.4.2 Biotopverbund und Schutzgebiete

Biotopverbund

695. Der Umweltrat begrüßt die von ihm seit langem geforderte gesetzliche Verankerung eines Biotopverbundes auf nationaler Ebene in § 3 BNatSchG n. F. (vgl. SRU, 2000, Tz. 416; SRU, 1996b, Tz. 251; SRU, 1994, Tz. 896 ff.; SRU, 1985, Tz. 1214). Hiermit wird die Möglichkeit eröffnet, ein zusammenhängendes Netz von Schutzgebieten auf Länderebene einzurichten, das einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der noch vorhandenen biologischen Vielfalt leisten kann (SRU, 2000, Tz. 338).

Die Ausführungen im neuen Bundesnaturschutzgesetz sind allerdings hinsichtlich der quantitativen wie der qualitativen Anforderungen an den Biotopverbund nicht konkret genug für die Umsetzung. Um die mit dem Biotopverbund angestrebten Ziele zu erreichen, müssen die Länder deshalb bei der Umsetzung in Landesrecht in wichtigen Punkten Entscheidungen zur Präzisierung der Anforderungen treffen.

Hinsichtlich der *quantitativen* Mindestzielvorgabe im Bundesrecht von mindestens 10 % der Landesfläche für den Biotopverbund sollte auf Landesebene geprüft werden, ob diese Zahl insgesamt ausreichend ist und ob eine Differenzierung der Flächenvorgaben hinsichtlich der

Funktionen der Biotopflächen notwendig wird. Das 10 %-Ziel bezieht sich auf den gesamten Biotopverbund, der aus besonders schützenswerten Vorrangflächen für den Naturschutz (Kernflächen) sowie aus Verbindungsflächen und Verbindungselementen besteht. Die Bedeutung der Verbindungsflächen und Verbindungselemente liegt in erster Linie in ihrer Funktion für die Vernetzung der hochwertigen Kernflächen. Aus Sicht des Umweltrates müsste allein für die Kernflächen ein Zielwert von 10 % der Landesfläche angestrebt werden. Bezogen auf den Biotopverbund insgesamt – Kernflächen plus Verbindungsflächen und Verbindungselemente – käme dies früheren Forderungen des Umweltrates und vieler Fachleute nahe, bis zu 15 % der Landesfläche für den Naturschutz bereitzustellen (SRU, 2000, Tz. 417; vgl. SSYMANK, 2000; HORLITZ, 1994). Auch auf Landesebene wie z. B. im Landschaftsprogramm von Schleswig-Holstein (MUNF, 1999, S. 9) wurde diese Forderung bereits formuliert. Bei der Umsetzung eines wirksamen Biotopverbundes auf Länderebene sollte beachtet werden, dass auf Bundesebene nur eine Mindestvorgabe gemacht wird. Die Länder sollten deshalb frühzeitig eine Abschätzung des Flächenanteils geeigneter entwicklungsfähiger Kernflächen vornehmen und anschließend gegebenenfalls regional unterschiedliche, pauschale Anteile von Kernflächen und Verbindungsflächen bestimmen. Insgesamt sollte eher ein Gesamtanteil von 15 % Biotopverbundfläche an der Landesfläche angestrebt werden, auch wenn das Gesetz dies nicht vorgibt.

696. Auch in qualitativer Hinsicht sind die Ansprüche an den Biotopverbund aus Sicht des Umweltrates noch nicht ausreichend präzisiert. Sehr erfreulich ist, dass in § 3 Abs. 3 BNatSchG n. F. die Eignung der Flächen ausdrücklich an die Ziele des Biotopverbundes in § 3 Abs. 2 geknüpft wird. Dadurch wird nicht mehr – wie noch in den Entwürfen des Gesetzes vom Februar 2001 und vom Juni 2001 – der Eindruck erweckt, dass alle Schutzgebietsflächen einschließlich der Landschaftsschutzgebiete und der Naturparke Teil des Biotopverbundes sind, sodass die Länder die Anforderungen an den Biotopverbund bereits übererfüllt hätten. Für eine einheitliche Umsetzung in den Ländern fehlt jedoch eine eindeutige Zieldefinition. So wurde auf eine inhaltliche Definition der Begriffe Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselemente in § 10 BNatSchG n. F. verzichtet. In § 3 Abs. 2 wird zwar klargestellt, dass der Biotopverbund der nachhaltigen Sicherung von heimischen Tier- und Pflanzenarten und deren Populationen einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensgemeinschaften sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen dient. Dabei wird jedoch nicht ausgeführt, ob dieser Anspruch für alle heimischen Tier- und Pflanzenarten im Rahmen des Biotopverbundes erfüllt werden soll. Dieses Ziel würde wahrscheinlich einen Biotopverbund überfordern, der auf nur 10 % der Landesfläche beschränkt ist. Auf der begrenzten Fläche eines nationalen bzw. landesweiten Biotopverbundes muss eine Konzentration auf die Förderung besonders schutzwürdiger und gefährdeter Arten, Artengruppen und Biotope angestrebt werden (vgl. SRU, 2000, Kapitel 2.4.1). Auf einen Schutz der weniger anspruchsvollen Arten und Funktionen auf den übrigen Flächen kann aber nicht verzichtet werden. Die weitere Präzisierung der Ziele des Biotopverbundes sollte einheitliche Kriterien für die Auswahl der geeigneten Flächen in den Bundesländern mit sich bringen. So sollten analog zu den Anforderungen des Netzes Natura 2000, das insgesamt Teil des Biotopverbundes ist und dessen Hauptstruktur bilden sollte (vgl. § 3 Abs. 3 Nr. 3), Arten und Lebensräume benannt werden, für die eine nationale, landesweite und gegebenenfalls regionale Verantwortung besteht. Eine solche Präzisierung könnte auf Bundesebene für die national bedeutsamen Arten und Lebensräume erfolgen. Dies ist durch die in § 30 BNatSchG n. F. geschützten Biotope, die ebenfalls Teil des Biotopverbundes sind, bereits teilweise umgesetzt worden (§ 3 Abs. 3 Nr. 2). Die Erweiterung des Katalogs der gesetzlich geschützten Biotope in § 30 um weitere stark gefährdete und von vollständiger Vernichtung bedrohte Biotoptypen wird vom Umweltrat in diesem Zusammenhang begrüßt. Bedauerlicherweise wurden jedoch nicht alle Biotoptypen mit europa- oder bundesweiter Bedeutung aufgenommen, z. B. fehlen einige bedeutsame Biotoptypen des Grünlandes und der Wälder (vgl. hierzu SRU, 2000, Tz. 368 f., Tabelle 2.4.1-5).

697. Die europaweit bedeutsamen Arten werden in der FFH- und EU-Vogelschutzrichtlinie benannt. Insbesondere hinsichtlich der bundesweit bedeutsamen Arten besteht allerdings weiterhin Ergänzungsbedarf. Die vorhandenen artenschutzrechtlichen Regelungen im deutschen Recht berücksichtigen nicht alle bundesweit bedeutsamen und gefährdeten Arten und tragen wenig zum in situ-Erhalt der Arten bei, da sie überwiegend nur die Entnahme aus der Natur, den Besitz, den Handel usw. regeln. Soll für die Länder eine ausreichende Handlungsgrundlage für die Umsetzung des Biotopverbundes geschaffen werden, müssten Listen der bundesweit bedeutsamen Arten erstellt, deren Habitatansprüche benannt werden. In länderübergreifender Abstimmung sollten darüber hinaus auch konkrete Vorgaben bezüglich des Vorgehens zur Schaffung des Biotopverbundes erarbeitet werden, z. B. ein gemeinsames Handbuch zum Biotopverbund. Die einzelnen Länder könnten und sollten dann auf dieser Grundlage ergänzend weitere Listen der landesweit bedeutsamen Arten und Biotope erstellen. Die flächenspezifische Präzisierung der relevanten Biotope sowie der Ansprüche der erwünschten Arten und Artenkollektive sollte im Rahmen der Landschaftsplanung erfolgen (vgl. dazu auch § 14 Abs. 1 Nr. 4c) (z. B. PLACHTER et al., 2002; KAULE, 1986).

698. Zum dauerhaften Erhalt des Biotopverbundes ist es unerlässlich, diesen durch die gesamträumliche Planung zu sichern. Von daher sollten die Länder die Ausweisung der Biotopverbundflächen als Vorranggebiete des Naturschutzes in die Raumordnungspläne aufnehmen (vgl. SRU, 2000, Tz. 417; SRU, 1985, Tz. 1225). Dies ist jedoch nur eine Voraussetzung für eine allgemeinverbindliche Sicherung der Flächen durch entsprechende Schutzmaßnahmen. Die in der Novelle (§ 3 Abs. 4 BNatSchG n. F.) dazu aufgeführten Modalitäten sind aus der Sicht des Umweltrates nicht restriktiv genug, um eine effektive Sicherung zu gewährleisten. So kommen nach der nun verabschiedeten Fassung mit der pauschalen Verweisung auf

die in § 22 genannten Gebietskategorien unter anderem Landschaftsschutzgebiete als Möglichkeit für die Sicherung des Biotopverbundes in Betracht. Sowohl hinsichtlich der qualitativen Anforderungen als auch hinsichtlich der Sicherungsmöglichkeiten sind Landschaftsschutzgebiete jedoch zumindest für die Kernflächen des Biotopverbundes eine zu schwache Schutzform (s. auch REHBINDER, 2001, S. 363). Dasselbe gilt für die in § 3 Abs. 4 eröffnete Möglichkeit, Flächen durch Vertragsnaturschutz, beliebige „planungsrechtliche Festlegungen" (womöglich also auch durch bloße Vorbehaltsgebiete nach § 7 Abs. 2 Nr. 2 ROG) oder „andere geeignete Maßnahmen" als Bestandteile des Biotopverbundes rechtlich zu sichern (vgl. WEIHRICH, 2001, S. 388). In der Umsetzung des Rahmengesetzes durch die Bundesländer sollte deshalb bei der Festlegung von Vorgaben zur Sicherung des Biotopverbundes zwischen Kernflächen und Verbindungsflächen unterschieden werden. Allgemeine landesplanerische oder bauleitplanerische Festlegungen allein können weder einen ausreichenden Schutz von Kernflächen noch die Sicherung von Verbindungsflächen und Verbindungselementen gewährleisten. Letztere sollten durch wirksame Schutzformen eines nationalen und landesweiten Biotopverbundes, wie z. B. durch die Ausweisung von geschützten Landschaftsbestandteilen, oder, falls es sich um größere Flächen handelt, mindestens durch entsprechend ausgestaltete Landschaftsschutzgebiete gesichert werden. Vertragsnaturschutz kann die genannten Sicherungsmaßnahmen des Biotopverbundes hinsichtlich der qualitativen Anforderungen an die Bewirtschaftung der geschützten Flächen ergänzen. Handelt es sich z. B. bei den auf den Verbindungsflächen und Trittsteinen repräsentierten Biotopfunktionen um Qualitäten, die in kurzer Zeit durch entsprechende Maßnahmen entwickelt werden können (z. B. durch Nutzungsverzicht während der Vogelbrutzeiten), kann auch ein Vertragsnaturschutz auf mittelfristig wechselnden Flächen die erwünschten Ergebnisse erzielen. Im Sinne eines rollierenden Systems könnten z. B. wechselnde Flächen innerhalb einer als Landschaftsschutzgebiet geschützten Gebietskulisse bestimmte Funktionen übernehmen (SRU, 2000, Tz. 423). Ein ausreichender Flächenanteil der Vertragsflächen muss dabei insgesamt gewahrt bleiben.

699. Der Umweltrat hält es zur Begleitung der Umsetzung des Biotopverbundes für erforderlich, dass sich die Länder gegenseitig informieren, wichtige Punkte abstimmen und bundeseinheitliche Kriterien sowie länderübergreifende Maßnahmen entwickeln. Dem Bund sollte regelmäßig über die Fortschritte bei der Umsetzung des Biotopverbundes berichtet werden. Mit einer entsprechenden Berichterstattung wäre gleichzeitig sichergestellt, dass die Informationen auch im Rahmen der in § 12 BnatSchG n. F. eingeführten Umweltbeobachtung genutzt werden können (vgl. SRU, 2000, Tz. 371).

700. Für den Fall, dass die gesetzlichen Vorgaben in den Stadtstaaten nicht erfüllt werden können, sind die fehlenden Biotopverbund-Flächen in den angrenzenden oder benachbarten Flächenstaaten bereitzustellen. Hierfür sind geeignete Ausgleichsregelungen zwischen den Ländern zu entwickeln.

Umsetzung der FFH-Richtlinie in deutsches Recht

701. Wie der Umweltrat bereits in seinem Umweltgutachten 2000 (Tz. 394 f.) ausgeführt hat, ist die Umsetzung der FFH-Richtlinie in deutsches Recht nicht ausreichend. Es ist daher zu bedauern, dass die Möglichkeit zur richtlinienkonformen Umsetzung im Rahmen der Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes nicht genutzt wurde. Eine konforme Umsetzung der Richtlinie würde beinhalten, dass auch nicht genehmigungs- oder anzeigebedürftige potenziell beeinträchtigende Vorhaben und Maßnahmen in einem Natura-2000-Gebiet entsprechend den Vorschriften des § 34 BNatSchG n. F. zu prüfen sind. Die Vorgabe in § 36, wonach auch Ausgleichsmaßnahmen der Eingriffsregelung bei nach dem Bundesimmissionsschutzrecht genehmigungsbedürftigen Anlagen in die Beurteilung der Erheblichkeit einbezogen werden können, sollte gestrichen werden (WEIHRICH, 2001, S. 387; CZYBULKA, 2000; GELLERMANN, 2001; RÖDIGER-VORWERK et al., 1998).

3.2.4.3 Verhältnis von Landwirtschaft und Naturschutz

702. Der Umweltrat begrüßt die Definition der guten fachlichen Praxis der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft in § 5 BNatSchG n. F. unter Gesichtspunkten des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Diese Konkretisierung der guten fachlichen Praxis trägt dazu bei, die unscharfe Grenzziehung zwischen der Sozialpflichtigkeit des Eigentums und der Verpflichtung zum finanziellen Ausgleich von Naturschutzauflagen gegenüber den Landschaftsnutzern zu klären. Außerdem wird damit klargestellt, in welchen Fällen die landwirtschaftliche Nutzung als Eingriff im Sinne des § 18 f. BNatSchG n. F. zu werten ist. Die Neufassung enthält hierzu mehrere Regelungen. Neben den allgemeinen Ausführungen zur standortangepassten Bewirtschaftung führt insbesondere das Verbot des Grünlandumbruchs auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand und auf Moorstandorten zu einer Präzisierung der Vorgaben zur langfristigen Erhaltung der natürlichen Produktionsgrundlagen der Landwirtschaft, die auch für andere Funktionen des Naturhaushaltes und die Erhaltung der Biodiversität Vorteile bringen wird. Ebenfalls zu begrüßen ist die Verpflichtung zur Führung einer Schlagkartei über den Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln. Diese ermöglicht die Beobachtung der Einhaltung der guten fachlichen Praxis nicht nur durch den Landwirt selbst, sondern auch durch die Berater und die kontrollierenden Behörden. Die Führung einer Schlagkartei fördert den effizienten Einsatz von Pflanzenschutz- und Düngemitteln auf den Einzelflächen der Betriebe, die oft sehr unterschiedliche Standortbedingungen und Empfindlichkeiten aufweisen können. Gleichzeitig wird auch der Weg für eine qualifizierte Bestimmung von Umwelthandlungszielen geebnet, die über die gute fachliche Praxis hinausgehen: Die Berücksichtigung kritischer Eintragsraten (*critical loads*) in räumlich-funktionaler Nähe zu gefährdeten Ökosystemen, insbesondere im Falle der Nährstoffe Stickstoff und Phosphat (vgl. hierzu auch SRU, 1996a, Tz. 196; SRU, 1996b, Tz. 283), kann auf dieser Grundlage besser in die betrieblichen Abläufe integriert und angemessen entschädigt werden.

703. Bei den Regelungen zur guten fachlichen Praxis verbleibt allerdings noch umfangreicher Handlungs- und Konkretisierungsbedarf für die Länder. Dies gilt insbesondere im Falle der folgenden Regelungen:

Die allgemeine Aufforderung, vermeidbare Beeinträchtigungen von Biotopen, die an die Betriebsfläche angrenzen, zu unterlassen, müsste dahin gehend konkretisiert werden, dass vor allem der Schutz von besonders gefährdeten Biotopen und Oberflächengewässern durch die Einrichtung von ausreichenden Pufferzonen und Uferrandstreifen mit entsprechenden Mindestabständen von 5 bis 10 m sicherzustellen ist (vgl. auch KNICKEL et al., 2001, S. 57; KÜHNE et al., 2000, S. 58). Der Schutz der Pufferzonen sollte als Inhalts- und Schrankenbestimmung ausgestaltet werden, wobei für den Bedarfsfall ein Ausgleich in Form einer salvatorischen Klausel vorzusehen ist.

Hinsichtlich der Biotopausstattung der landwirtschaftlichen Flächen wurde lediglich festgelegt, dass die zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen linearen und punktförmigen Elemente zu erhalten sind (§ 5 Abs. 3 BNatSchG n. F.). Dies ist gleichbedeutend mit einer Festschreibung des *status quo* der für die Vernetzung bedeutsamen Elemente (zu Problemen s. Tz. 722). Die Länder sollen darüber hinaus regionale Mindestdichten für solche Elemente festlegen und bei Unterschreitung der Quoten Maßnahmen zur Neueinrichtung von Flurelementen ergreifen. Die neue Regelung stellt klar, dass der Landwirt keine finanzielle Belastung durch Maßnahmen zur Erreichung der Mindestdichten an Flurelementen befürchten muss, sondern dass die Länder die finanziellen Folgen tragen müssen. Gleichzeitig ist die Konsequenz absehbar, dass die Länder ihre Festsetzungen zu regionalen Mindestdichten an die Möglichkeiten ihrer Haushalte anpassen, sodass naturschutzfachliche Kriterien kaum noch ausschlaggebend sein werden. Die Durchsetzung der Maßnahmen zur Erreichung der Mindestdichten wird darüber hinaus überwiegend auf dem Freiwilligkeitsprinzip beruhen, da nur planungsrechtliche Vorgaben und langfristige Vereinbarungen zur Umsetzung vorgesehen sind. So kann in der Regel durch planungsrechtliche Vorgaben kein Landeigentümer dazu gezwungen werden, eine Maßnahme durchzuführen. Allein eine geeignete Ausweisung in einem Bebauungsplan könnte eine Enteignung nach sich ziehen oder ein Pflanzgebot (nach § 9 Abs. 1 Nr. 25 in Verbindung mit § 178 BauGB) beinhalten. Von dieser Option wird allerdings bisher auf Gemeindeebene kaum Gebrauch gemacht. Ob sich dies in Zukunft ändern wird, muss stark in Zweifel gezogen werden. Das Bundesgesetz stellt sich also in diesem Punkt als „zahnloser Tiger“ heraus. Immerhin ist ein gewisser Bestandsschutz gewährleistet, der allerdings durch eine schnelle Bestandsaufnahme und Kennzeichnung der relevanten Flurelemente in der Landschaftsplanung gestützt werden muss.

704. Konkretisierungsbedarf besteht auch hinsichtlich der Regelungen zur Tierhaltung gemäß § 5 Abs. 3 Nr. 6 BNatSchG n. F. Unter Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten ist die Tierhaltung im Betrieb oder durch Kooperationsvereinbarungen in einem ausgewogenen Verhältnis zum Pflanzenbau zu halten. Trotz der positiven Intention, durch eine flächengebundene Tierhaltung unerwünschte Emissionen von landwirtschaftlichen Betrieben zu begrenzen und regionale Stoffkreisläufe festzuschreiben, bleibt die gesetzlich fixierte Regelung relativ unklar. Auch in den Begründungen zum BNatSchG n. F. finden sich keine Hinweise zur Konkretisierung. Den Ländern wird es nun obliegen, praktikable und vollzugsfreundliche Standards wie Emissionsgrenzwerte und maximale Besatzdichten pro Flächeneinheit zu benennen (vgl. KNICKEL et al., 2001, S. 69; SRU, 1996b; SRU, 1985).

705. In Bezug auf alle zur guten fachlichen Praxis getroffenen Regelungen besteht die Gefahr, dass sie wirkungslos bleiben, wenn es nicht gelingt, ihre Nichtbeachtung mit Sanktionen zu verbinden. Der Umweltrat hält es deshalb für erforderlich, in den Naturschutzgesetzen der Länder nicht nur eine Umsetzung und Konkretisierung der Verpflichtungen selbst vorzunehmen, sondern bei geeigneten Tatbeständen auch eine ordnungswidrigkeitenrechtliche Sanktionierung vorzusehen. Daneben sollten die Behörden in den Ländern ermutigt werden, behördliche Anordnungen stärker als bisher als Instrument der Umsetzung in nicht als Ordnungswidrigkeit definierten Fällen zu nutzen.

Eine wirksame Sanktionierung setzt in jedem Fall eine Spezifizierung der Regeln voraus, die über den in der Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes erreichten Konkretisierungsgrad hinausgeht. Der Bund sollte hierzu fachliche Anleitungen zur Verfügung stellen, die in den Koordinationsgremien der Länder genutzt und für die Rechtsetzung auf Landesebene verwendet werden können. Ohne ausreichende Konkretisierung, die eine unmittelbare ordnungswidrigkeitenrechtliche Sanktionierung erlaubt, werden die neuen bundesrechtlichen Regelungen zur guten fachlichen Praxis eine symbolische Konstruktion bleiben.

Einen Beitrag zur Umsetzung wird auch die Landschaftsplanung übernehmen (vgl. auch SRU, 1996a, Tz. 145 ff.), die Flächen darstellen kann, auf die sich bestimmte Anforderungen der guten fachlichen Praxis wie z. B. die Grünlandumbruchsverbote und die Vorgaben zum Erosionsschutz beziehen. Damit wird zunächst für den Landnutzer eine Grundlage zur Überprüfung seiner Wirtschaftsweise und gegebenenfalls zur Entwicklung von Maßnahmen gemeinsam mit der landwirtschaftlichen Beratung verfügbar gemacht. Ergeben sich zusätzlich zu den risikobezogenen Aussagen der Landschaftsplanung konkrete Befunde zu Verstößen gegen die Grundsätze der guten fachlichen Praxis, kann damit die Grundlage für eine behördliche Anordnung geschaffen werden.

3.2.4.4 Landschaftsplanung

706. Die Landschaftsplanung ist das Hauptinstrument von Naturschutz und Landschaftspflege zur planerischen Konkretisierung ihrer Ziele und Grundsätze in der Fläche. Der Umweltrat hält ihre Stärkung durch die bereits im Sondergutachten 1996 geforderte Überarbeitung der gesetzlichen Vorgaben in den § 13 ff. BNatSchG n. F. (SRU, 1996a, Tz. 145) für einen wesentlichen Fortschritt.

Besonders wichtig ist hierbei die bundeseinheitliche Festlegung der Inhalte der Landschaftsplanung in § 14 Abs. 1. Hierdurch werden inhaltliche Mindeststandards vorgegeben, die zu einer möglichst einheitlichen Bearbeitung der Landschaftsplanung in den Ländern führen sollen. Ebenso wichtig und begrüßenswert ist die verbindliche Einführung der flächendeckenden Landschaftsplanung in den §§ 15 und 16. Damit wird sichergestellt, dass die Ziele und Maßnahmen überall in die Abwägung der Gesamt- und Fachplanung einfließen können. Flächendeckend können nun Informations- und Entscheidungsgrundlagen zu Natur und Landschaft für eine breite Nutzung aufbereitet werden, sodass Natur und Landschaft im Sinne des Vorsorgeprinzips frühzeitig berücksichtigt werden können. Insbesondere vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussion um eine Neuorientierung der Agrarpolitik sollte die Landschaftsplanung als Grundlage einer ökologisch und ökonomisch effizienten flächenbezogenen Honorierung ökologischer Leistungen (vgl. SRU, 1996a, Tz. 261) durch Agrarfördermittel mit Auswirkungen auf Natur und Landschaft eingesetzt werden. Dies würde auch die erforderliche Evaluierung der Agrarumweltprogramme vereinfachen.

707. In wenigen Punkten wären auch bei den Regelungen zur Landschaftsplanung Präzisierungen wünschenswert. So hätte auch festgelegt werden sollen, dass die Planwerke in Text und Karte und mit zusätzlicher Begründung erstellt werden müssen. Die entsprechenden Regelungen des bisherigen Bundesnaturschutzgesetzes zum Landschaftsplan hätten hier beibehalten und auf alle Ebenen der Landschaftsplanung ausgeweitet werden sollen. Die Länder sollten darüber hinaus konkretere Fristen für die Fortschreibung der Planwerke festlegen, damit die Landschaftsplanung den an sie gerichteten Anforderungen gerecht werden kann. Konträr zu den mit dem Gesetz verfolgten Absichten könnten die Ausnahmen von der Pflicht zur Aufstellung von Landschaftsplänen wirken. Nach der derzeitigen Fassung können gegebenenfalls schon ein ausgewiesenes Landschaftsschutzgebiet oder die Darstellung als regionaler Grünzug im Regionalplan als Grund für den Verzicht auf die Erstellung eines Landschaftsplanes ausreichen (WEIHRICH, 2001, S. 389). Nicht genutzt wurde des Weiteren die Chance, im Bundesgesetz die Bindung der Landschaftsplanung an die Ziele und Grundsätze der Raumordnung aufzuheben, die z. T. die Übernahme veralteter Ziele bewirkt und dem Charakter einer Fachplanung des Naturschutzes widerspricht (Weihrich, 2001, S. 389). Auch eine Verpflichtung zur Beteiligung der Öffentlichkeit an der Landschaftsplanung wäre wünschenswert. Eine solche Vorgabe wäre insbesondere für die Ebene der Kommunen sinnvoll, da sie einen wesentlichen Beitrag zur Akzeptanz und Verankerung der Planung im Bewusstsein der Bevölkerung mit sich bringen würde.

3.2.4.5 Eingriffsregelung

708. Die Neufassung der Eingriffsregelung in §§ 18 ff. BNatSchG n. F. enthält in Einzelpunkten Verbesserungen, jedoch sind auch Verschlechterungen festzustellen. Ein wichtiger Schritt ist die Klarstellung und Ausweitung ihres Anwendungsbereichs auf wesentliche Veränderungen des Grundwasserspiegels (§ 18 Abs. 1). Des Weiteren ist der Ansatz in § 19 Abs. 3 positiv zu bewerten, in besonders wertvollen Gebieten Eingriffe nur aus zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses zuzulassen.

709. Eine erhebliche Schwächung der derzeitigen Möglichkeiten zur fachgerechten Gestaltung der Art des Ausgleichs ist jedoch aufgrund der Bemühungen zur Vereinfachung der Eingriffsregelung zu befürchten (vgl. auch SRU, 2001; SRU, 2000, Tz. 410). Nach der bisherigen Fassung der Eingriffsregelung waren unvermeidbare Eingriffe vorrangig auszugleichen, nicht ausgleichbare Eingriffe konnten auf der Grundlage einer Abwägung untersagt werden. Für nicht untersagte Eingriffe musste Ersatz geleistet werden. Mit der neuen Fassung wird die bisherige Abfolge von 1. Vermeidung, 2. Ausgleich, 3. Abwägung (mit der Möglichkeit der Untersagung) und 4. Ersatz dahin gehend geändert, dass die dritte und die vierte Stufe gegeneinander vertauscht werden, die Möglichkeit der Untersagung also erst dann besteht, wenn weder Ausgleich noch Ersatz möglich sind.

Die in der Eingriffsregelung vorausgesetzte Unterscheidung zwischen Ausgleich und Ersatz bereitete in der Praxis häufig Schwierigkeiten. Dabei wurde üblicherweise dem Kriterium der räumlichen Nähe entscheidende Bedeutung zugemessen. Dieses Kriterium ist nur dann sinnvoll, wenn es nicht im Sinne schematisch angewandter Entfernungsmaßstäbe, sondern unter Berücksichtigung funktionaler ökologischer Zusammenhänge interpretiert wird. In der Praxis wurde es aber häufig nicht in diesem funktionalen Sinn verwendet, sodass eine gleichartige Kompensation (Ausgleich) häufig daran scheiterte, dass keine Möglichkeit bestand, sie in unmittelbarer räumlicher Nähe zum Eingriffsort durchzuführen. Eine stärkere Zusammenfassung der Schritte „Ausgleich“ und „Ersatz“ in der Entscheidungskaskade der Eingriffsregelung wurde deshalb als ein sinnvoller Weg angesehen, um dieser unflexiblen Handhabung entgegenzutreten und der Praxis größere Spielräume bei der Gestaltung der Kompensation einzuräumen. Allerdings forderte schon die frühere Gesetzesfassung nicht explizit einen ortsnahen Ausgleich. Es war lediglich nie gelungen, sich länderübergreifend auf eine sinnvolle einheitliche Handhabung zu verständigen. Die neue Regelung belässt es zwar bei einem formalen Vorrang des Ausgleichs vor dem Ersatz; die Verlegung der Abwägung in der Entscheidungskaskade nach hinten und die gemeinsame Betrachtung von Ausgleich und Ersatz versperren jedoch praktisch die Möglichkeit des Versagens eines Eingriffs in der Abwägung, da eine Ersatzmaßnahme fast immer möglich sein wird. Ausgeschlossen ist ein Ersatz zukünftig nur, sofern keine geeigneten Flächen für Kompensationsmaßnahmen zur Verfügung stehen. Ob geeignete Flächen zur Verfügung stehen oder nicht und ob dementsprechend ein Versagen des Vorhabens möglich ist, hängt daher davon ab, in welcher Weise Ersatzmaßnahmen insbesondere in räumlich-funktionaler Hinsicht im künftigen Landesrecht konkretisiert werden. Auch wenn in der Praxis schon bisher größere Eingriffe wohl nur in seltenen Fällen durch die Eingriffsregelung verhindert wurden (zu den rechtlichen Möglichkeiten einschränkend WOLF, 2001, S. 483), bot die alte Regelung doch weiter gehende Untersagungsmöglichkeiten. Damit

machte sie es den Behörden auch leichter möglich, den Verursacher unter Verweis auf die andernfalls bestehende Versagungsmöglichkeit zu einem anspruchsvolleren Ausgleich zu bewegen. Mit der neuen Regelung besteht die Gefahr, dass eher billige, nicht gleichartige Maßnahmen wie die Kompensation durch Sukzessionsflächen zur Regel werden.

Zur Unterbindung solcher Konsequenzen der neuen Eingriffsregelung und aufgrund der Notwendigkeit, gleiche Wettbewerbsbedingungen in den Bundesländern zu schaffen, sollten sich die Länder nach Inkrafttreten des neuen Naturschutzrechts so schnell wie möglich auf eine einheitliche Definition der Anforderungen an Ausgleich und Ersatz einigen (vgl. BverwGE 85, S. 348; BverwGE 112, S. 41).

710. Wie bereits im alten Bundesnaturschutzgesetz hat der Ausgleich auch nach der novellierten Gesetzesfassung Vorrang vor dem Ersatz, sodass im Interesse der Vollziehbarkeit der Eingriffsregelung nach wie vor eine klare Definition der Anforderungen an den Ausgleich erforderlich ist. Bei der Formulierung von länderübergreifend einheitlichen Präzisierungen und Interpretationen der unbestimmten Rechtsbegriffe Ausgleich und Ersatz sollte unmissverständlich klargestellt werden, dass insbesondere bei der Beeinträchtigung knapper und bedeutsamer Leistungen des Naturhaushaltes eng am funktionalen Ausgleich festgehalten werden muss. Die Forderung nach einem räumlichen Zusammenhang zwischen dem Wirkraum der Beeinträchtigung und den Kompensationsmaßnahmen muss in diesen Fällen ebenfalls eng interpretiert werden. Als Mindestanforderung an den Ersatz ist anzustreben, dass die Kompensation noch auf den betroffenen Naturraum einschließlich seines Naturhaushaltes zurückwirkt und auch der dort wohnenden Bevölkerung zugute kommt. Da die Bewohner einerseits von der Beeinträchtigung betroffen werden, sollten sie andererseits auch von der Wiederherstellung ihrer Lebensqualität durch die Kompensation profitieren (vgl. zum zeitlichen Bezug zwischen Ausgleich und betroffener Bevölkerung das Urteil des VG Karlsruhe, NuR 1990, S. 332).

711. Im neuen Bundesnaturschutzgesetz wird zwar der Ausgleich relativ klar umrissen, bei der Konkretisierung dessen, was unter Ersatz zu verstehen ist, verbleiben jedoch Unklarheiten, insbesondere hinsichtlich des funktionalen und räumlichen Bezugs zwischen Eingriff und Ersatz. Der Umweltrat schlägt daher folgende konkretisierende Definition für den Begriff des Ersatzes vor: „Ersatz stellt die im konkreten Fall beeinträchtigte Funktion mit Blick auf die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes insgesamt im betroffenen Naturraum ähnlich und gleichwertig wieder her“.

Zur Behebung des Vollzugsdefizits der Eingriffsregelung und zur weiteren Verbesserung ihrer Wirksamkeit stellen die Führung eines Katasters der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen sowie die Durchführung von Maßnahmen und Funktionskontrollen weit geeignetere Maßnahmen dar als Veränderungen in der Abfolge von Ausgleich, Abwägung und Ersatz (WEIHRICH, 2001, S. 389). Entsprechende rechtliche Regelungen sollten in das Gesetz aufgenommen oder durch die Länder eingeführt werden.

3.2.4.6 Verbandsklage und Verbandsbeteiligung

712. Der Umweltrat begrüßt, dass die Stellung der Naturschutzverbände im BNatSchG n. F. gestärkt wird. Insbesondere die von ihm seit 1974 geforderte Einführung der Verbandsklage auf Bundesebene (vgl. auch SRU, 1996b, Tz. 705; SRU, 1974, Tz. 650) stellt einen wichtigen Fortschritt dar.

Die Erfahrungen mit der bisherigen Verbandsbeteiligung sind überwiegend positiv. Durch die Klagemöglichkeit unterliegen Planungen und Genehmigungsverfahren einer zusätzlichen Kontrolle (vgl. SRU, 1996b, Tz. 701). Es wird jedoch eine noch weiter gehende Beteiligungs- und Klagebefugnis der Verbände für notwendig erachtet, durch die diese, ähnlich dem amerikanischen Modell, als Vertreter der rechtlich verankerten Naturschutzinteressen fungieren können. Über die nun rechtlich verankerten Regelungen in den §§ 58 ff. BNatSchG n. F. hinaus sollte die Verbandsbeteiligung und Klagebefugnis auf alle Planaufstellungsverfahren, einschließlich der Bauleitplanung und aller Plangenehmigungen, ausgeweitet werden, die unmittelbar oder mittelbar Grundlage von Eingriffen in Natur und Landschaft sein können. Die Verbandsbeteiligung sollte sich zudem auch auf vorgelagerte Planungen wie Raumordnungspläne und straßen- und wasserrechtliche Linienbestimmungen beziehen.

3.2.4.7 Weitere Regelungen

Grundflächen der öffentlichen Hand

713. Die Aufnahme der Verpflichtung zur besonderen Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege auf Grundflächen der öffentlichen Hand in § 7 BNatSchG n. F. ist zu begrüßen. Damit wird die seit langem geforderte Vorbildfunktion des Staates in Naturschutzangelegenheiten gesetzlich verankert. In der praktischen Anwendung dieser Bestimmung sollte darauf geachtet werden, dass die Bereitstellung der Flächen für Erholungszwecke nur in dem Maße erfolgt, wie dies mit einer nachhaltigen Nutzung und den sonstigen Zielen von Naturschutz und Landschaftspflege vereinbar ist. Für den Naturschutz wertvolle bundeseigene Flächen sollten darüber hinaus entweder gar nicht veräußert oder aber ausschließlich den Bundesländern oder Naturschutzverbänden für Naturschutzzwecke überlassen werden. Der Umweltrat fordert in diesem Zusammenhang den Bundesminister für Finanzen auf, im Falle der derzeit umstrittenen Flächenveräußerungen im ehemaligen innerdeutschen Grenzgebiet („Grünes Band“) entsprechend zu verfahren.

Ansiedeln gebietsfremder Arten

714. In § 41 Abs. 2 BNatSchG n. F. wird ein Genehmigungsvorbehalt für das Ansiedeln gebietsfremder Arten formuliert. Damit wird das Ziel verfolgt, das Ausbringen von Arten zu verhindern, wenn hiermit eine Verfälschung der Tier- und Pflanzenwelt verbunden ist. Eine in § 10 neu aufgenommene Definition des Begriffes gebietsfremder Arten soll den o. g. Tatbestand präzisieren. Die

derzeit gewählte Formulierung hat jedoch zur Konsequenz, dass alle nicht einheimischen Arten, die bereits in freier Natur vorkommen, wie z. B. der japanische Staudenknöterich oder die Herkulesstaude, nicht gebietsfremd wären und damit auch nicht unter den Genehmigungsvorbehalt fallen. Solche Arten dürfte danach jeder ungehindert ausbringen und damit zu einer gegebenenfalls schädlichen Weiterverbreitung beitragen. Stattdessen sollte der Genehmigungsvorbehalt in § 41 dahin gehend konkretisiert werden, dass er für alle wild lebenden Tier- und Pflanzenarten gilt, die eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit oder eine Gefährdung und Verfälschung der einheimischen Tier- und Pflanzenwelt darstellen, und die gebietsfremd sind, also das betreffende Gebiet nicht auf natürliche Weise besiedelt haben oder nach einer ursprünglich natürlichen Besiedlung in ihm seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommen. Eine entsprechende Änderung der Definition der gebietsfremden Arten in § 10 Abs. 2 Nr. 6 BNatSchG n. F. ist damit ebenfalls notwendig.

Vertragsnaturschutz

715. Der Vertragsnaturschutz hat sich zu einem wichtigen Instrument zur Verbesserung der Akzeptanz des Naturschutzes entwickelt. Die diesbezüglichen Vorschriften in § 8 BNatSchG n. F. räumen dem Vertragsnaturschutz keinen generellen Vorrang ein. Im Landesrecht sollten nähere Grundsätze darüber aufgestellt werden, in welchen Fällen und in welcher Weise vertragliche Vereinbarungen infrage kommen. So gewährleistet der Vertragsnaturschutz allein keine Wirkungen gegenüber Dritten, wenn z. B. Betretungsverbote oder ein Anleinzwang für Hunde für notwendig erachtet werden. Auch einen Schutz vor Beeinträchtigungen durch Eingriffe im Sinne des Gesetzes kann der Vertragsnaturschutz in der Regel nicht leisten. Vor allem ist die Laufzeit von Vertragsnaturschutzmaßnahmen aufgrund der derzeitigen Rahmenbedingungen zu kurz bemessen, um einen langfristig erfolgreichen Naturschutz zu gewährleisten. Die Honorierung ökologischer Leistungen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes sollte soweit möglich ergebnisbezogen ausgestaltet werden können.

Umweltbeobachtung

716. Der Umweltrat begrüßt die von ihm seit 1990 geforderte Einführung der ökologischen Umweltbeobachtung in § 12 BNatSchG n. F. Die Umweltbeobachtung sollte jedoch als Zweck auch die Ermittlung von Ursachen für Veränderungen des Naturhaushalts umfassen (vgl. OECD-Systematik). Als nächster Schritt ist eine Vereinbarung zwischen Bund und Ländern anzustreben, die eine umfassende Datenzusammenführung auf Bundesebene erlaubt und die Datenerfassung der Länder angleicht. Die bisherige Verwaltungsvereinbarung über den Datenaustausch zwischen Bund und Ländern eröffnet in vielen wichtigen Bereichen lediglich Optionen, ohne konkrete Verpflichtungen zu etablieren. Ihre Wirkung in der Praxis ist entsprechend unzureichend.

3.2.5 Agrar- und Fischereipolitik

3.2.5.1 Agrarpolitik

717. Die konventionell wirtschaftende Land- und Forstwirtschaft ist einer der Hauptverursacher von Beeinträchtigungen an Natur und Landschaft: Problematisch sind vor allem die durch intensiven Ackerbau und Viehhaltung bedingten flächendeckenden, diffusen Einträge von Nähr- und Schadstoffen, die z. B. zu Gewässerbelastungen führen, und Einträge von Pflanzenschutzmitteln, die bereits in sehr geringen Konzentrationen wirksam sind (SRU, 2000, Tz. 585, 609 ff.; IRMER, 2000). Aufgrund der Veränderungen in den Landnutzungs- und Betriebsstrukturen ist ein Rückgang der Biodiversität auf vielen konventionell-intensiv bearbeiteten Nutzflächen in den letzten 50 Jahren festzustellen. Problematisch ist aber auch der Rückzug der Landwirtschaft aus – oft extensiv bewirtschafteten – Ungunststandorten, die häufig durch eine hohe Biodiversität gekennzeichnet sind, deren Erhalt zumeist von dem Fortbestand der Nutzung abhängig ist (VOIGTLÄNDER et al., 2001; WBGU, 2000; BfN, 1999, 1997; EEA, 1999). Die Landwirtschaftspolitik der EU hat in der Vergangenheit zu einer Reihe von Fehlentwicklungen beigetragen. Sie hat jedoch auch den Rückzug der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf den Ungunststandorten zumindest verlangsamt.

Zunehmend ist die Agrarpolitik in der jüngeren Vergangenheit auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene mit der Notwendigkeit der Integration von Umweltbelangen konfrontiert worden. Im Rahmen der EG-Agrarreform von 1992 und der Agenda 2000 im Frühjahr 1999 wurde ein Prozess angestoßen, der die Liberalisierung und Deregulierung der bisherigen Markt- und Preisstützungspolitik bei gleichzeitig verstärkter Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes und umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren zum Ziel hat. Dieser Prozess wird durch die Erwartung gefördert, dass nach der künftigen WTO-Handelsrunde weitere Subventionen im Agrarbereich abgebaut und tendenziell nur noch solche Zahlungen mit dem WTO-Handelsrecht vereinbar sein werden, die mit einer ökologischen und sozialen Zielsetzung verknüpft sind (LATACZ-LOHMANN, 1999; zur Position der Europäischen Union: European Commission, 2001a).

Die ersten festgestellten BSE-Erkrankungen an Rindern in Deutschland im November 2000, deren Zahl in der Folgezeit rasch anstieg, und der Ausbruch der Maul- und Klauenseuche (MKS) in europäischen Nachbarländern im Frühjahr 2001 haben darüber hinaus eine breite gesellschaftliche Debatte um die Sicherheit und Qualität von Lebensmitteln und die Risiken und Gefahren derzeitiger Produktions- und Verarbeitungsverfahren ausgelöst. Landwirtschaft und Agrarpolitik haben vorübergehend einen dramatischen Vertrauensverlust in der Öffentlichkeit erlitten, dem vonseiten der Bundesregierung durch die Umstrukturierung des Landwirtschaftsministeriums zu einem Ministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) und durch die programmatische Neuorientierung der Agrarpolitik auf Fragen des Verbraucher-, Umwelt- und Tierschutzes begegnet wurde.

3.2.5.1.1 Die Gemeinsame Agrarpolitik und die Agenda 2000

718. Im EG-Vertrag sind als grundlegende Ziele für die Gemeinsame Agrarpolitik festgelegt (Artikel 33 EGV): Steigerung der Produktivität der Landwirtschaft, Sicherung und Steigerung der Einkommen in der Landwirtschaft, Stabilisierung der Agrarmärkte, Versorgungssicherheit und Belieferung der Verbraucher zu angemessenen Preisen. Lange Zeit wurden diese Ziele über die Instrumente der Markt- und Preisstützung, über Strukturmaßnahmen wie etwa Flurbereinigung und einzelbetriebliche Förderung und über die Abschottung des innergemeinschaftlichen Marktes gegenüber dem Weltmarkt zu erreichen versucht. Für etwa 70 % der Produkte wurden (und werden) durch die Marktordnungen der Gemeinschaft feste Absatz- und Preisgarantien jährlich vorgegeben. Zusätzlich wurden und werden alle Produkte vor Konkurrenz aus Drittstaaten durch einen gemeinsamen Außenschutz in Form von Abgaben auf Importe und Erstattungen für Exporte geschützt. Diese orientieren sich an der Differenz zwischen Gemeinschaftspreis und niedrigerem Weltmarktpreis (PELLENS, 2000; von URFF, 2000; GRANT, 1997).

Der Ansatz der Preisgarantie führte zu stetigen Produktionsüberschüssen und damit zu einer kaum noch tragbaren Belastung des EU-Haushalts (BRASSLEY, 1997, S. 109; GRANT, 1997). Nach einer Reihe von Einzelreformen in den Achtzigerjahren beschloss der Agrarministerrat im Mai 1992 eine grundlegende Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik. Im Mittelpunkt stand dabei die Rücknahme der Preisstützung für Getreide um 33 % und für Rindfleisch um 15 % (jeweils in drei Schritten zwischen 1992/93 bis 1995/96) und die Einführung von Direktzahlungen (Flächenbeihilfen und Tierprämien) zum Ausgleich von Einkommensverlusten. Sonderprämien für männliche Rinder wurden aber nur für die ersten 90 Mastbullen pro Viehbestand geleistet (mit Ausnahme der ostdeutschen Großbetriebe). Betriebe, die mehr als 92 t Getreide pro Jahr produzieren, erhielten die Beihilfe nur bei gleichzeitiger Flächenstillegung. Zusätzlich wurde eine Reihe von so genannten flankierenden Maßnahmen beschlossen. Diese beinhalteten die Förderung von Extensivierungsmaßnahmen, von umweltverträglichen und naturschutzkonformen Produktionsverfahren, wie z. B. der Stilllegung von Ackerflächen zu Biotopschutzzwecken für einen Zeitraum von 20 Jahren, weiterhin die Förderung von Aufforstungen sowie von Vorruhestandsregelungen für Landwirte (Verordnung (EWG) 2078/92, 2079/92 und 2080/92). Konterkariert wurden diese Bemühungen um eine Ökologisierung der Gemeinsamen Agrarpolitik jedoch durch die Einführung einer Silomaisprämie im Rahmen der Preisausgleichszahlungen für Getreide, die zu einer Benachteilung des ökologisch wertvollen Grünlands als Futtergrundlage für die Rinderhaltung führte (HENZE, 2000; DAUGBJERG, 1999; INGERSENT et al., 1998; CHATZIS, 1997; SRU, 1996).

719. Die Reform von 1992 trug nicht dazu bei, die hohen Kosten der Gemeinsamen Agrarpolitik zu verringern, da lediglich die Mechanismen der Einkommenstransfers geändert, nicht aber kostendämpfende Maßnahmen beschlossen wurden. Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik stand deshalb mit Beginn der Verhandlungen der Agenda 2000 erneut auf der Tagesordnung. Die Kommission plädierte in ihrer ersten Beschlussvorlage aus dem Jahr 1997 für die weitere Verlagerung von Preisstützungen auf Direktzahlungen, für die verbesserte Förderung des ländlichen Raums und die stärkere Integration von Umweltaspekten. Die Direktzahlungen sollten verbindlich an Umweltauflagen gekoppelt werden (so genannte *Cross-Compliance*). Bei den Tierprämien wurde vorgeschlagen, nur noch Mindestprämien durch die EU zu zahlen. Die Differenz zu den vorgesehenen Gesamtprämien hätten die Mitgliedstaaten dann entweder für die weitere Aufstockung der Tierprämien oder aber für die Gewährung einer Grünlandprämie verwenden können. Die Silomaisprämie sollte gestrichen und Direktzahlungen auch nur noch bis zu einer Höhe von 100 000 Ecu voll geleistet werden. Beträge zwischen 100 000 und 200 000 Ecu sollten um 20 % gekürzt werden, darüber hinaus gehende Beträge um 25 %. Weitere Kürzungen hätten die einzelnen Mitgliedstaaten in Abhängigkeit von bestimmten Kriterien, u. a. Arbeitskräfteeinsatz, vornehmen können. Die hierdurch frei werdenden Mittel sollten zur Finanzierung von Agrarumweltprogrammen verwendet werden (so genannte Modulation) (Europäische Kommission, 1997).

Die Beschlussvorlage der Kommission stieß auf viel Kritik. Frankreich, Irland und Spanien hielten die Vorschläge hinsichtlich der Kürzung der Direktzahlungen für zu weitreichend, wogegen Großbritannien, Dänemark und Schweden die Vorlage als nicht weitreichend genug bezeichneten. Auch die damalige Bundesregierung lehnte die Vorlage im Vorfeld der Verhandlungen mit einer widersprüchlichen Doppelbegründung ab: Einerseits erachtete sie die Vorschläge als unzureichend, um die Nettozahlerposition Deutschlands zu verbessern; andererseits wandte sie sich gegen die unvollständige Kompensation der Preiskürzungen und der damit verbundenen Einkommensverluste für die Landwirtschaft (ACRILL, 2000; LAFFAN, 2000).

720. Unter deutscher Präsidentschaft verabschiedete der Europäische Rat im März 1999 in Berlin die Agenda 2000. Die agrarpolitischen Reformvorschläge der Kommission wurden dabei erheblich abgeschwächt. Zwar konnte Einigung über die weitere Kürzung der Preisstützung bei Anhebung der Direktzahlungen erzielt werden (vgl. Europäischer Rat, 1999). Die Vorschläge zu Obergrenzen für die Direktzahlungen im Bereich der Markt- und Preisstützungspolitik (so genannte Erste Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik) und deren Verknüpfung mit Auflagen und die verbindliche Umschichtung von Geldern im Rahmen der Modulation wurden aber lediglich als Rahmenregelung verabschiedet. Den Mitgliedstaaten wurde es freigestellt, diese Instrumente national einzuführen. Die vorgesehene Streichung der Silomaisprämie wurde auf Druck Frankreichs und Deutschlands aufgegeben; auf Drängen Deutschlands wurde auch die Bestandsobergrenze bei den Prämien für männliche Rinder gestrichen (ACRILL, 2000; GALLOWAY, 1999).

Die Förderung des ländlichen Raums und umweltgerechter Produktionsverfahren wurde dagegen zur so genannten

zweiten Säule der Agrarpolitik ausgebaut. Mit der Verordnung (EG) 1257/99 wurden alle unterschiedlichen Fördermaßnahmen für den ländlichen Raum in einer einzigen Verordnung zusammengefasst. Dabei kommt der Förderung besonders umweltgerechter land- und forstwirtschaftlicher Produktionsweisen – insbesondere der Agrarumweltförderung – wesentliche Bedeutung zu. Die Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete kann nun erstmals auch zum Ausgleich von hoheitlichen Maßnahmen im Rahmen der Ausweisung von Schutzgebieten nach der Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der EU genutzt werden. Daneben fordert die so genannte horizontale Verordnung (EG) 1259/99 die Berücksichtigung von Umweltzielen bei der Umsetzung der Markt- und Preispolitik. Die Mitgliedstaaten können diese Ziele durch allgemeine Umweltstandards (in Deutschland die Kriterien der „guten fachlichen Praxis"), durch Agrarumweltprogramme mit freiwilliger Teilnahme oder durch weitergehende Umweltstandards verfolgen. Diese Verordnung eröffnet den Mitgliedstaaten auch die Möglichkeit eines Finanztransfers von der ersten in die zweite Säule in Form der Kürzung von Direktzahlungen von bis zu 20 % bei Nicht-Einhaltung allgemeiner Umweltstandards oder in Abhängigkeit von sozialen Kriterien (OSTERBURG, 2001; PEZAROS, 2001).

Maßnahmen für den ländlichen Raum werden durch den Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) bezahlt. Als ein obligatorischer Bestandteil der Entwicklungspläne der Länder, die auf der Grundlage der Verordnung (EG) 1257/99 erstellt werden müssen, ist die Agrarumweltförderung verankert. Die Agrarumweltmaßnahmen werden zur Hälfte aus dem EU-Haushalt kofinanziert; in den strukturschwachen Ziel-1-Gebieten (z. B. Ostdeutschland) kann die EU sogar bis zu 75 % der Kosten erstatten. Die finanzielle Ausstattung der „zweiten Säule" ist aber wesentlich geringer als die der „ersten Säule". Im EU-Haushalt für 2001 sind 47,2 Mrd. Euro für den Agrar- und Fischereibereich vorgesehen. Davon sind 38,8 Mrd. Euro für den Bereich der Agrarmarktordnungen und 8,2 Mrd. Euro für den Bereich ländliche Entwicklung und Strukturmaßnahmen im ländlichen Raum veranschlagt (Agrarbericht 2001). Abbildung 3.2.5-1 verdeutlicht die weiterhin bestehende deutliche Prioritätensetzung zugunsten der Markt- und Preispolitik.

Zur Umsetzung der „2. Säule" der AGENDA 2000 in Deutschland

721. Im Vorfeld und während der Verhandlungen der Agenda 2000 hatte der damalige Bundeslandwirtschaftsminister Funke sich dagegen ausgesprochen, Kürzungen der Direktzahlungen an Landwirte zugunsten der Aufstockung von Naturschutzprogrammen und/oder der Förderung des ökologischen Landbaus vorzunehmen, da Einkommensverluste für die konventionell wirtschaftende Landwirtschaft als nicht akzeptierbar galten. Da auch die Bundesländer sowohl der *Cross-Compliance* als auch der Modulation ablehnend gegenüber standen, wurden folgerichtig beide Optionen in Deutschland nicht umgesetzt. Im Rahmen der gegenwärtigen Neuorientierung der Agrarpolitik strebt das BMVEL den Einstieg in die Modulation nun aber an (Tz. 726 f.).

Die Maßnahmen der Verordnung (EG) 1257/99 werden in Deutschland u. a. durch die Agrarumweltmaßnahmen der Länder umgesetzt. Unter Agrarumweltmaßnahmen werden dabei die allgemeine Extensivierungsförderung, die Förderung des ökologischen Landbaus, der Verzicht auf Herbizideinsatz, eine naturschutzgerechte Bewirtschaftung usw. zusammengefasst. An der Umsetzung wirkt der Bund im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" (GAK – gemäß Artikel 91a Abs. 1 Nr. 2 GG) mit. Maßnahmen der Landschaftspflege und des Naturschutzes sind dabei aber von der Möglichkeit der Kofinanzierung ausgenommen. Diese Förderinstrumentarien sind ein Beitrag zu einer stärker ökologisch ausgerichteten Land- und Forstwirtschaft und insbesondere zu einer Reduzierung diffuser Stoffeinträge (LOTZ, 2001a). Die Förderung umweltschonenderer Bewirtschaftungsweisen mit der Agenda 2000 wurde gegenüber der Verordnung (EWG) 2078/92 um 200 Mio. Euro bis zum Jahr 2006 ausgeweitet (PLANKL, 2001). Für die Förderperiode 2000 bis 2006 stehen nun durchschnittlich 758 Mio. Euro zur Verfügung. Davon entfallen etwa 31 % auf Agrarumweltmaßnahmen (EU-Finanzierung aus den EAGFL Abteilungen Ausrichtung und Garantie zusammengenommen; LOTZ, 2001b). Da einige bisher allein aus Landesmitteln finanzierte Programme nun in diese EU-Finanzierung aufgenommen wurden, fällt die Netto-Ausweitung der Mittel gegenüber den Jahren 1998 bis 1999 allerdings sehr viel bescheidener aus, als es die o. g. Zahlen nahelegen (OSTERBURG, 2001, S. 14; Tz. 722). Insgesamt sind die Ausgaben für die Förderung des ländlichen Raumes im EU-Durchschnitt mit 10 % der Finanzmittel für die gemeinsame Agrarpolitik (OSTERBURG, 2001, S. 13) im Vergleich zu den Ausgaben in der ersten Säule sehr gering. Der Anteil liegt in Deutschland etwas höher, ein starkes Übergewicht der unabhängig von Umweltleistungen gezahlten Förderung ist jedoch auch hier gegeben.

722. Die Finanzmittel für Agrarumweltmaßnahmen werden zudem nicht im wünschenswerten Maße effizient und umweltwirksam eingesetzt (Europäischer Rechnungshof, 2000; vgl. AHRENS et al., 2000; s. auch Fallbeispiel in HAMPICKE et al., 2000). Zwar wurden bundesweit im Jahr 1999 auf 27 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (4,7 Mio. ha) Agrarumweltmaßnahmen mit 600 Mio. Euro gefördert (LOTZ, 2001a), diese Zahlen sagen jedoch nur wenig über die Qualität der geförderten Maßnahmen und über deren ökologische Wirksamkeit und Beständigkeit im Zeitverlauf aus. Gerade hier besteht noch weitreichender Verbesserungsbedarf. Teils sind die möglichen Fördersummen zu gering, um einen wirkungsvollen finanziellen Anreiz zur Umstellung der Produktionsweisen in dem erforderlichen Ausmaß zu erzielen. Teils ist die Akzeptanz der Maßnahmen bei den Landwirten nicht ausreichend, sodass auf Flächen mit hohem Extensivierungsbedarf nicht genügend Landwirte freiwillig teilnehmen. Akzeptanzmindernd wirken sich z. B. Probleme der technischen Praktikabilität (fehlende Maschinen zur Landschaftspflege, Umorganisation von Arbeitsabläufen usw.), der ungeklärte Schutzstatus nach Ablauf der Förderung, die harten Dokumentationspflichten und die Angst vor Rückforderungen und Sanktionen aus, die in dem stark

Abbildung 3.2.5-1

Status Quo der Agrarförderung in der EU

SRU/UG2002/Abbildung 3.2.5-1; nach Daten aus Agrarbericht 2001

* EAGFL-Ausrichtung: Teil der Strukturförderung
** EAGFL-Garantie: Entwicklung des ländlichen Raumes im Agrarhaushalt

bürokratisierten Fördersystem leicht auch unverschuldet fällig werden können. Ein wichtiger Grund für die mangelnde Effizienz des Mitteleinsatzes liegt außerdem darin, dass diese Mittel in den Agrarumweltprogrammen zumeist nicht ausreichend auf Flächen mit erhöhtem ökologischem Handlungsbedarf und nicht in den Regionen konzentriert werden, in denen sie aus Sicht des Naturschutzes am wirksamsten eingesetzt würden. Als Grund hierfür ist zu vermuten, dass potenziell teilnahmebereite Landwirte nicht durch eine Beschränkung auf bestimmte Gebiete von den Einkommenswirkungen der Förderung ausgeschlossen werden sollen. Auch bundesweit ist eine Fehlallokation der Mittel festzustellen, da die obligatorische Kofinanzierung (vgl. Tabelle 3.2.5-1) dazu führt, dass die unterschiedliche Finanzkraft der Bundesländer das Ausmaß der Förderung bestimmt.

Tabelle 3.2.5-1

Kofinanzierungsansätze in der Agrarumweltförderung gemäß Verordnung (EWG) 2078/1992 und Verordnung (EG) 1257/1999 in Prozent vom Gesamtbetrag

Finanzierung durch	Alte Länder	Neue Länder (Ziel-1-Gebiet)
EU	*50*	*75*
GAK (optional)[1]	*30*	*15*
Bundesland (mit GAK-Kofinanzierung)	*20*	*10*
Bundesland (ohne GAK-Kofinanzierung)	*50*	*25*

[1] Gemäß den „Grundsätzen für eine markt- und standortangepasste Landbewirtschaftung“, Kofinanzierung von 60 % der nationalen Mittel durch den Bund.

Quelle: MEHL und PLANKL, 1995

Strukturförderung in der EU und Deutschland

Die Strukturförderung in der EU richtet sich an der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit der Regionen aus. In Regionen mit erheblichem Entwicklungsrückstand (< 75 % EU-Durchschnitt) können höhere Fördermittel in Anspruch genommen werden als z. B. in Regionen mit spezifischen Entwicklungsproblemen. Zu der ersten Kategorie zählen alle neuen Bundesländer (so genannte Ziel-1-Gebiete). Dort ist es möglich, Maßnahmen mit bis zu 75 % aus EU-Mitteln zu fördern. In die zweite für den ländlichen Raum in Deutschland relevante Kategorie (so genannte Ziel-5b-Gebiete) fielen bis Ende 1999 viele ländliche Regionen in den westlichen Bundesländern. Diese Kategorie ist mit der Agenda 2000 abgeschafft und in eine neue Kategorie 2 eingebracht worden, in der auch städtische und industrielle Problemgebiete enthalten sind. In der laufenden Förderperiode können aber unabhängig von der Zuordnung zu einer der genannten Kategorien generell alle Regionen Mittel aus Brüssel beantragen; die Förderung ist nicht mehr davon abhängig, dass es sich um eine benachteiligte Region handelt. Für die Ziel-2-Gebiete bestehen nun erweiterte Förderungsmöglichkeiten. Allerdings wurden zugleich die betreffenden Fördermittel reduziert. Für die deutschen Ziel-1-Gebiete stehen in diesem Zeitraum 20,25 Mrd. Euro an Fördermitteln zur Verfügung, während es für die Ziel-2-Gebiete nur noch 3,1 Mrd. Euro sind (Agrarbericht 2000, S. 71).

In Deutschland werden die so genannten Entwicklungspläne (für eine Kofinanzierung aus dem EAGFL, Abteilung Garantie) und die so genannten „Operationellen Programme“ (für eine Kofinanzierung aus dem EAGFL, Abteilung Ausrichtung), die von der EU-Kommission genehmigt werden müssen, von den Bundesländern eingereicht. Diese Programme werden von der jeweiligen Landesregierung beschlossen und müssen nicht durch die Parlamente verabschiedet werden. Diese Praxis sollte angesichts der beträchtlichen Transferzahlungen überdacht werden.

Eine andere Form der Strukturförderung ist die Gemeinschaftsinitiative „LEADER“. Dieses Förderinstrument steht allen strukturschwachen ländlichen Regionen innerhalb der EU offen und soll zur Stärkung der Eigeninitiative der Bevölkerung dienen. Geplante Maßnahmen müssen deshalb von regionalen Initiativen bei der EU-Kommission beantragt werden. Für die gesamte Förderperiode stehen in diesem Programm rund 125 Mio. Euro für Deutschland zur Verfügung (Agrarbericht 2000, S. 71).

Zusätzlich zu diesen EU-Strukturmaßnahmen gibt es im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe Agrarstruktur und Küstenschutz (GAK) weitere nationale Fördermöglichkeiten, z. B. die Investitionszulage und Mittel für Flurbereinigung und Dorferneuerung. Innerhalb der GAK wurden zwischen 1991 und 1999 immerhin rd. 16,7 Mrd. Euro verausgabt. Der Bund hatte für das Haushaltsjahr 1999 rd. 614 Mio. Euro und für 2000 rd. 870 Mio. Euro veranschlagt. Dies führte im Jahr 2000 zu einem Mittelvolumen in der Agrarstrukturpolitik von insgesamt 1,46 Mrd. Euro (Agrarbericht 2001, S. 69).

Wie ein Prüfbericht des EU-Rechnungshofs zu den Auswirkungen der Agrarumweltprogramme zeigt, ergeben sich z. T. Einkommenseffekte für die Landwirte, die über den zulässigen Anteil von 20 % der Fördersumme hinausgehen (Europäischer Rechnungshof, 2000).

Innerhalb der Agrarumweltmaßnahmen nehmen naturschutzorientierte Maßnahmen, die mit einer Bindung an erhaltenswerte Habitate oder Schutzgebietskulissen Ziele des Biotop- und Artenschutzes verfolgen, einen unterschiedlichen Stellenwert ein. Die Anteile dieser Maßnahmengruppe an den Agrarumweltmaßnahmen nach Artikel 22 schwankt zwischen 10 und 60 %. Bezogen auf die Fläche variiert die Förderhöhe von 3 bis 15 Euro je ha und Jahr in den Flächenländern.

Immer mehr Agrarumweltmaßnahmen der Länder werden in Programme mit einer EU-Kofinanzierung überführt. Freiwillige Maßnahmen von Bund und Ländern nehmen ab bzw. werden eingestellt. Ein grundsätzlicher Vorteil dieser Umschichtung ist, dass nun striktere Kontrollen, ein Monitoring und eine Evaluierung der Auszahlungen über das EU-Prüfsystem erfolgen. Aufgrund der konkreten Ausgestaltung ergibt sich jedoch ein erheblich höherer Aufwand für Verwaltung und teilnehmende Landwirte. Die Landwirte müssen nachweisen, dass sie auf den übrigen Flächen nach den Standards der guten fachlichen Praxis wirtschaften, was für die Zuweisung der normalen Flächenprämie nicht vorausgesetzt wird. Darüber hinaus müssen nicht nutzbare Strukturelemente (z. B. Hecken) innerhalb der Förderflächen mühsam ausgemessen und aus der Gesamtförderfläche herausgerechnet werden (OSTERBURG, 2001, S. 53 ff.). Ergeben sich bei einer Kontrolle seitens der EU minimale Abweichungen zu den angegebenen Flächen, müssen trotz der durchweg positiven ökologischen Wirkungen der Strukturelemente alle Fördermittel zurückgezahlt werden. Die so genannte Nettoflächenberechnung gilt generell für alle Flächen und bewirkt auch auf den konventionell bewirtschafteten Flächen einen Anreiz zur Bewirtschaftung von eigentlich für die Produktion ungeeigneten aber ökologisch wertvollen – beispielsweise zu nassen oder sehr nährstoffarmen – Flächen. Die Nettoflächenregelung sollte deshalb vor allem in Bezug auf die Agrarumweltmaßnahmen dringend geändert werden.

Ein weiteres grundsätzliches Problem für die Agrarumweltmaßnahmen besteht darin, dass sie durch die parallele Förderpolitik der Direktzahlungen künstlich verteuert werden. Da die Direktzahlungen nur an die Fläche gekoppelt sind, wirken sie sich für die geförderten Flächen nachfrage- und preiserhöhend aus. Dies betrifft die intensiv bewirtschafteten Flächen, nicht dagegen z. B. Grünland, für das keine Direktzahlungen gewährt werden. Dennoch führen die Direktzahlungen für Silomais als Alternative zum Grünland ebenfalls zu hohen Opportunitätskosten für Extensivierungsmaßnahmen. Dementsprechend verteuert sich durch die Praxis der Direktzahlungen gerade das Herauskaufen der Flächen aus der intensiven Bewirtschaftung. So sind Vertragsnaturschutzzahlungen und Ausgleichszahlungen in Schutzgebieten wie auch Kauf bzw. Pacht von Agrarflächen zur Biotopentwicklung aufgrund der künstlich durch staatliches Handeln hoch gehaltenen Opportunitätskosten für die landwirtschaftliche Fläche vergleichsweise teuer.

Mit der Frage der effizienten Mittelverwendung im Rahmen der Agrarumweltpolitik wird sich der Umweltrat noch einmal gesondert in seinem demnächst erscheinenden Naturschutz-Sondergutachten auseinandersetzen.

Reformperspektive für die Agenda 2000

723. Der Umweltrat bewertet die Agenda 2000 als lediglich ersten Schritt in die richtige Richtung. Für eine wirkliche Neuausrichtung der Agrarpolitik sind jedoch weitergehende Schritte notwendig. Dies betrifft insbesondere die erforderliche stärkere Umschichtung von Geldern aus der ersten in die zweite Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik. Die Halbzeitüberprüfung der Agenda 2000 im Jahr 2003 sollte hier deutliche Zeichen setzen. Die Mitgliedstaaten sollten die obligatorische Einführung der Modulation der Fördermittel vereinbaren. Eine Umschichtung von Mitteln aus der ersten in die zweite Säule allein ist aber nicht ausreichend. Zusätzlich müssen innerhalb der zweiten Säule sämtliche Fördermaßnahmen an ökologischen Kriterien ausgerichtet werden. Dies betrifft z. B. den Bereich der Investitionsförderung (Tz. 731).

Der herkömmliche Leistungsbegriff im landwirtschaftlichen Sektor ist zu überdenken. Über die Herstellung von Lebensmitteln und Rohstoffen jeglicher Art als Produktionsleistung im herkömmlichen Sinne hinaus sollte der Leistungsbegriff um die Erstellung des Produktes „Umwelt“ bzw. „Umweltqualität“ erweitert werden. In diesem Zusammenhang begrüßt der Umweltrat das Eckpunktepapier des BMVEL zur Halbzeitbewertung der Agenda 2000 im Jahr 2003. Danach sollen die bisherigen Tierprämien durch eine Prämie für Grünland bzw. Ackerland ersetzt und mit sozialen Kriterien verkoppelt werden. Der Förderbereich „Entwicklung des ländlichen Raums“ mitsamt den Agrarumweltmaßnahmen und der Förderung des ökologischen Landbaus soll ausgeweitet werden (BMVEL, 2001a).

724. Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik muss vor dem Hintergrund der anstehenden EU-Osterweiterung bedacht werden. Diese wird angesichts der wesentlich stärkeren Bedeutung der Landwirtschaft für die Volkswirtschaften der Beitrittstaaten einen erheblichen Bedeutungszuwachs der Agrarpolitik mit sich bringen. Eine Fortführung der Gemeinsamen Agrarpolitik, ohne grundlegende Reform ihrer Finanzierungsmechanismen, erscheint angesichts der zu erwartenden hohen finanziellen Belastungen aufgrund von mutmaßlichen Produktionsüberschüssen und der Kollision mit bestehenden Verpflichtungen des Welthandelsrechts weder ratsam noch durchführbar (PELLENS, 2000; s. ausführlich SRU, 2000).

Die Finanzierung der Direktzahlungen der ersten Säule ist bis zum Jahr 2006 in der Agenda 2000 geregelt. Es spricht einiges dafür, diese Direktzahlungen nicht auf die Beitrittstaaten zu übertragen. Die Direktzahlungen waren als Einkommensausgleich für die Senkung der Preisstützung im Rahmen der Reformen von 1992 und 1999 gedacht

und waren bzw. sind nur für die damaligen EU-Landwirte von Relevanz (FAL, 2001). Mittelfristig sollte mit Blick auf die Agenda 2007 beschlossen werden, nach Ablauf des jetzigen Haushaltsrahmens die Leistungen der ersten Säule auch für die bisherigen Mitgliedstaaten stark zu kürzen und umzuschichten. Damit würde sich auch das Problem der ungleichen Leistungsverteilung zwischen Mitglied- und Beitrittstaaten entschärfen. Die Zahlungen der zweiten Säule sollten in den Mitgliedstaaten zum Zeitpunkt ihres Beitritts eingeführt werden, da so die extensive landwirtschaftliche Nutzung bestimmter Gebiete, z. B. im Osten Polens aufrecht erhalten werden könnte. Pro Mitgliedstaat würden dann aber insgesamt weniger EU-Mittel zur Verfügung stehen. Bislang gibt es nur wenige Schätzungen, wie sich der Beitritt der osteuropäischen Länder auf den Agrarhaushalt der Gemeinschaft auswirken wird. Modellrechnungen der FAL zufolge belaufen sich die zusätzlich benötigten Mittel in einer ersten Beitrittsrunde auf etwa 4,3 Mrd. Euro (FAL, 2001, S. 37). Die FAL geht davon aus, dass sich diese Mittel im Rahmen der Agenda-2000-Beschlüsse aufbringen ließen. Demgegenüber gibt es aber andere Berechnungen, die zu einem weit höheren Mittelbedarf von bis zu 15 Mrd. Euro kommen (u. a. PELLENS, 2000). Es ist deshalb davon auszugehen, dass eine einfache Übertragung der derzeitigen Förderprogramme nicht möglich ist. Welche Mittel tatsächlich zur Verfügung stehen werden, hängt vom Ergebnis der Beitrittsverhandlungen ab und ist zur Zeit noch nicht vorhersehbar.

Der Weg zu der erforderlichen grundsätzlichen Änderung der Rahmenbedingungen in der Agrarpolitik ist derzeit nicht klar. Die Umschichtungen von der ersten Säule in die zweite Säule mithilfe der Modulation können nur kurzfristiger Natur sein. Die Modulation ist aufgrund der erforderlichen Kofinanzierung in der heutigen Form als langfristige Maßnahme nicht geeignet, da nationale Budgetrestriktionen das Wachstum der Maßnahmen in der zweiten Säule behindern. Diese institutionalisierte Entwicklungsblockade für die Honorierung ökologischer Leistungen muss beseitigt werden. Zugleich sollten die Zahlungen aus der ersten Säule konsequent zurückgefahren und die Mittel in die zweite Säule umgeschichtet werden. Die insoweit bestehenden Reformoptionen bedürfen noch einer eingehenden Analyse.

Weitere relevante EU-Richtlinien und Defizite ihrer Umsetzung

725. Außer auf eine Verhaltenssteuerung mittels finanzieller Anreize setzt das EU-Recht auch auf ordnungsrechtliche Vorgaben wie z. B. die Nitrat- und Pflanzenschutzmittelrichtlinie. Bisher ist es aber nicht gelungen, auf diesem Wege die Belastungen durch diffuse Stoffeinträge in ausreichendem Umfang zu reduzieren. Insoweit werden grundsätzliche Änderungen der Landwirtschaftspolitik und der Gemeinsamen Agrarpolitik unumgänglich sein. Unter anderem muss die „gute fachliche Praxis“ der landwirtschaftlichen Bodennutzung im Pflanzenschutz-, Düngemittel- oder Bodenschutzrecht in deutlich stärkerem Umfang als bisher auf die Belange des integrierten Gewässerschutzes entsprechend den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie ausgerichtet werden (SCHMALHOLZ, 2001). Allerdings sind in der Wasserrahmenrichtlinie die rechtlichen Verpflichtungen, diffuse Stoffeinträge in Gewässer zu verhindern oder zu reduzieren, bisher noch zu wenig anspruchsvoll ausgestaltet.

Wegen der nicht ausreichenden Umsetzung der Nitratrichtlinie von 1991 wurde die Bundesrepublik Deutschland von der EU-Kommission verklagt, da die Annahmen bezüglich des Verlustes von Stickstoff aus Gülle bzw. Festmist bei Lagerung und Ausbringung in der deutschen Düngeverordnung (§§ 2 bis 5) zu hoch und deshalb nicht geeignet sind, die Zulassung höherer Ausbringungsmengen von Gülle und Festmist je ha zu begründen. Im Oktober 2001 hat der Generalanwalt in seinem Schlussantrag empfohlen, eine entsprechende Vertragsverletzung der Bundesrepublik Deutschland festzustellen (Rechtssache C 161/00). Eine Verurteilung ist noch nicht erfolgt, gilt aber als wahrscheinlich. Somit wird voraussichtlich eine Anpassung der Düngeverordnung notwendig werden, um ein erneutes Vertragsverletzungsverfahren und die dann mögliche Verhängung von Zwangsgeldern zu vermeiden. Der Umweltrat hat bereits mehrfach gefordert, die Düngeverordnung dahin gehend neu zu fassen, dass die Einhaltung standortspezifischer Vorgaben hinsichtlich maximal tolerierbarer Stickstoffbilanzüberschüsse vorgeschrieben und dann auch in effektiver Weise kontrolliert wird (vgl. SRU, 2000, Tz. 553; ausführlich 1996, Tz. 194 ff.).

3.2.5.1.2 Maßnahmen im Rahmen der so genannten Agrarwende

Neuorganisation des Landwirtschaftsministeriums und Eckpunkte der neuen Agrarpolitik

726. Am 24. November 2000 ist erstmals bei einem in Deutschland geborenen und aufgewachsenen Rind die Rinderkrankheit BSE (bovine spongiforme Enzephalopathie, deutsch: schwammartige Gehirnerkrankung des Rindes) festgestellt worden. In der Folgezeit wurden beständig neue BSE-Fälle in Deutschland und in anderen europäischen Nachbarstaaten gemeldet. Das Auftreten von BSE-Fällen führte zu großer Besorgnis in weiten Teilen der Bevölkerung. Viele Studien liefern Indizien dafür, dass die so genannte „neue Variante der Creutzfeld-Jakob-Krankheit“ – eine tödliche Gehirnerkrankung beim Menschen – mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die Übertragung des BSE-Erregers auf den Menschen verursacht wird (HILDEBRANDT et al., 2001).

Öffentliche Besorgnis und Kritik an einem unzureichenden Krisenmanagement vonseiten des Landwirtschafts- und Gesundheitsministeriums, die u. a. Warnungen der Kommission vernachlässigt hatten, führten im Januar 2001 zu einem Wechsel an der politischen Spitze beider Ministerien. Das Landwirtschaftsministerium wurde zu einem „Ministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft“ (BMVEL) umorganisiert. Der Ausbruch der Maul- und Klauenseuche (MKS) in Großbritannien Ende Februar 2001 und das Auftreten von MKS-Verdachtsfällen in Deutschland verstärkten die Diskussion über die Fehlentwicklungen im Agrar- und Ernährungssektor.

727. In einem Positionspapier des Bundeskanzleramtes zu Beginn des Jahres 2001 wurde daraufhin die Notwendigkeit einer vollständigen Neuorientierung der Agrarpolitik angesprochen und das neue Leitbild einer an Verbrauchersicherheit, Qualitätsproduktion und Umweltverträglichkeit orientierten Landwirtschaft proklamiert (Bundeskanzleramt, 2001). In der Regierungserklärung zur neuen Verbraucherschutz- und Landwirtschaftspolitik vom 8. Februar 2001 wurden die Eckpunkte der geplanten Neuausrichtung präzisiert: Die Fixierung auf Produktivitätssteigerung und Wettbewerbsfähigkeit der einzelnen Betriebe soll abgelöst werden durch das Prinzip des „vorsorgenden Verbraucherschutzes“: Lebensmittelsicherheit, Qualität, artgerechte Tierhaltung und umweltschonende Erzeugung sollen im Zentrum der Agrarpolitik stehen. Als Ziele wurden genannt (Bundestagsplenarprotokoll 14/149 vom 8. Februar 2001, S. 14520 C bis 14525 A):

– die verstärkte Förderung des ökologischen Landbaus; dieser soll bis zum Jahr 2010 einen Flächenanteil von 20 % erreicht haben;

– die Einführung eines bundeseinheitlichen Qualitätssiegels für Produkte des ökologischen Landbaus und eines weiteren Siegels für konventionell erzeugte Produkte, das strengere Standards der Erzeugung und Qualitätssicherung gegenüber dem gegenwärtigen Stand der „guten fachlichen Praxis“ festschreibt (Tz. 82 f.);

– die lückenlose Dokumentation der Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln, u. a. durch die Umsetzung der EU-Richtlinie zum „Stallbuch“ und durch die Verbesserung der Dokumentation der Bestände; ferner durch die Einführung einer Positivliste von Futtermitteln und die Pflicht zu deren offener Deklaration;

– das Verbot von Antibiotika in Futtermitteln;

– die Bindung der Tierprämien an die Obergrenze von zwei Großvieheinheiten pro ha und ein verringertes Schlachtgewicht; weiterhin den Einbezug von Ackerfutterpflanzen in die EU-Förderung und die Ablösung der Tierprämien durch die Einführung einer Grünlandprämie;

– die Förderung der artgerechten Tierhaltung durch die Unterstützung der Bemühungen um eine Verschärfung der EU-Nutztierhaltungsverordnung und der Tiertransportrichtlinie;

– einen vorrangigen Einsatz von Finanzmitteln der EU für ökologische Landbewirtschaftung, artgerechte Tierhaltung und Sicherung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum.

Die Grundlage für das Gelingen der Reform sollen beständige Konsultationen mit den relevanten gesellschaftlichen Akteursgruppen legen, die auch als das „magische Sechseck der Agrarwende“ bezeichnet werden: Verbraucher, Landwirte, Futtermittelindustrie, Lebensmittelindustrie, Einzelhandel und Politik. Umweltverbände sind nicht vertreten. Im Sinne der notwendigen Umweltpolitikintegration und der Initialisierung von gegenseitigen Lernprozessen wäre eine offizielle Einbeziehung der Umweltverbände aber wünschenswert. Diese können ein hohes Maß an Fachkompetenz einbringen. Die Bundesregierung unterstützt zudem das in dem „Weißbuch über Lebensmittelsicherheit“ vom Januar 2000 angekündigte Vorhaben der Kommission, ein kohärentes europäisches Lebensmittelrecht zu schaffen und eine europäische Lebensmittelbehörde einzurichten (Bundestagsplenarprotokoll 14/149 vom 8. Februar 2001).

Management der BSE-Krise

728. Die Hauptaufmerksamkeit galt zunächst der Risikoprävention und der Schaffung von Transparenz und Kontrolle im Bereich der Lebensmittelsicherheit. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist die Verfütterung von mit dem BSE-Erreger kontaminiertem Tiermehl (Fleisch- und Knochenmehl) die Hauptursache der Übertragung der BSE-Krankheit. Bei den deutschen Fällen wird vermutet, dass dem Milchaustauschfutter zugemischte kontaminierte tierische Eiweiße oder Fette aus Tierkörperbeseitigungsanstalten die Krankheit übertragen haben könnten (HILDEBRANDT et al., 2001). Zum 2. Dezember 2000 wurde in Deutschland die Verfütterung von Tiermehlen und tierischen Fetten an Tiere, die der Lebensmittelgewinnung dienen, und deren Export verboten. Zusätzlich wurden BSE-Tests an allen geschlachteten Rindern, die älter als dreißig Monate sind, vorgeschrieben. Ende Januar 2001 wurde diese Grenze auf 24 Monate gesenkt. Die Bundesregierung ordnete zudem Ende Januar 2001 die Entsorgung der kompletten Altbestände an Tiermehlen, Tierfetten und Futtermitteln an. Auf europäischer Ebene konnte sich Deutschland mit der Forderung nach einem unbefristeten Verfütterungsverbot aber nicht durchsetzen – der EU-Agrarministerrat beschloss zunächst ein auf ein halbes Jahr befristetes Verbot der Verfütterung an landwirtschaftliche Nutztiere, welches im Juni 2001 noch einmal um ein halbes Jahr verlängert wurde. Dieses Verbot gilt nicht für die Verfütterung von Fischmehl an Schweine, Geflügel und Fische. Ebenso darf tierisches Fett aus Verwertungsanlagen an Schweine und Hühner verfüttert werden. Um den Rindfleischmarkt zu stabilisieren, einigte sich der Agrarministerrat auch auf eine EU-weite Aufkaufaktion von Rindern mit einem Alter über 30 Monaten.

Am 22. Februar 2001 ist in Deutschland das so genannte BSE-Maßnahmengesetz in Kraft getreten (BGBl. I, S. 226 vom 21. Februar 2001). Das deutsche Tierseuchengesetz wurde dahin geändert, dass das BMVEL per Rechtsverordnung die Tötung der kompletten Rinderherde bereits bei einem bestätigten BSE-Fall vorsehen kann. Mittlerweile wird aber aufgrund neuerer Erkenntnisse über die Übertragungsgefahr von BSE bei einem BSE-Fall in der Regel die so genannte Kohortenschlachtung, d. h. die Schlachtung der Rinder, die während der ersten zwölf Lebensmonate zu irgendeinem Zeitpunkt zusammen mit dem befallenen Rind aufgezogen worden sind, angewandt. Das BMVEL hat per Verordnung vom 16. Juli 2001, die am 24. Juli 2001 in Kraft trat, die zuständigen Behörden ermächtigt, im Einzelfall anstelle der Keulung der gesamten Herde die Kohortenschlachtung anzuordnen (so

genannte BSE-Vorsorgeverordnung, BGBl. I, S. 1655 vom 23. Juli 2001). Das BSE-Maßnahmengesetz sieht außerdem eine bessere Kennzeichnungspflicht für Futtermittel, härtere Strafen bei illegaler Tiermehlverfütterung und stärkere Kontrollen in Schlachthöfen vor. Ferner schafft das Gesetz die Möglichkeit, Tierkadaver in Tierkörperbeseitigungsanlagen auch zu verbrennen, und ermöglicht es landwirtschaftlichen Betrieben, deren Herden aufgrund eines BSE-Falls „gekeult“ wurden, ihre Milchquoten künftig zeitweilig an andere Betriebe zu übertragen, um wirtschaftliche Schädigungen zu minimieren. Seit dem 1. März 2001 dürfen zudem für den menschlichen Verzehr ungeeignete verendete Tiere nicht mehr zur Futtermittelproduktion verwendet werden. Mit auf deutscher Initiative beruhte die Erweiterung der EU-Liste der BSE-Risikomaterialien um den gesamten Rinderdarm und die Wirbelsäule und das Verbot der Verwendung von Separatorenfleisch von Rindern, Schafen und Ziegen in Futter- und Lebensmitteln (BMVEL, 2001b).

729. Angesichts der seit langem bekannten Gefahren und Risiken der Verfütterung von Tiermehlen und -fetten war das umfassende Verfütterungsverbot eine längst überfällige Maßnahme. Auch der Ausschluss von verendeten Tieren aus der Futtermittelkette und die Erweiterung der Liste der BSE-Risikomaterialien sind als wichtige Schritte hin zu einem verbesserten Verbraucherschutz zu bewerten. Solange die Verfütterung von Tiermehl und tierischen Fetten nicht als risikolos betrachtet werden kann, ist zum Schutz der Verbraucher das Vorsorgeprinzip konsequent anzuwenden. Es entspräche nicht dem Vorsorgeprinzip, bei nachlassender öffentlicher Aufmerksamkeit für das Thema die erlassenen Vorschriften zu lockern. Bei einer Rücknahme des Verbots der Verfütterung der o. g. Tiermehle wäre auch die Trennung von erlaubten neuen und nicht erlaubten alten Tiermehlen und -fetten in der Praxis kaum umzusetzen. Daher sollte weiterhin versucht werden, die strengeren Regelungen auch auf europäischer Ebene durchzusetzen. Verstärkter Aufmerksamkeit bedarf außerdem der Vollzug der bestehenden Regelungen. Untersuchungen des Europäischen Rechnungshofs zufolge wurden im Zeitraum 1998 bis 2000 die auf europäischer Ebene gefassten Beschlüsse etwa zu BSE-Überwachungs- und Testprogrammen, Kontrollen und Etikettierungen von Fleisch- und Knochenmehl oder Verwaltungskontrollen bei der Beseitigung in nahezu allen EU-Ländern, darunter Deutschland, nur mangelhaft umgesetzt (Europäischer Rechnungshof, 2001, S. 12 f.). Daher sind auch hinsichtlich der spezifischen deutschen Regelungen Umsetzungsdefizite zu vermuten, denen mit verstärkten Kontrollen begegnet werden muss.

Maßnahmen zur Neuausrichtung der nationalen Agrarpolitik – Überblick

730. Hinsichtlich der Neuausrichtung der nationalen Agrarpolitik ist der eigenständige Handlungsspielraum der Bundesregierung gering: Die meisten Maßnahmen werden entweder auf EU-Ebene entschieden oder bedürfen des Interessenausgleichs mit den Bundesländern. Insofern ist es nicht verwunderlich, dass die konkrete Ausgestaltung der so genannten Agrarwende sich als schwierig erweist. Eine gemeinsame Konferenz von Agrar- und Umweltministern von Bund und Ländern am 13. Juni 2001 in Potsdam bestätigte zwar Eckpunkte einer „zukunftsfähigen Agrar- und Verbraucherpolitik“, konnte aber keine Einigkeit über die entscheidenden Einzelfragen, insbesondere hinsichtlich der Finanzierung und der Verteilung der Kosten z. B. für die Modulation zwischen Bund und Ländern erzielen. Wichtige Maßnahmen wie z. B. das frühzeitige Verbot von antibiotischen Leistungsförderern in Futtermitteln, die Neugestaltung des EU-Prämiensystems oder die Reform der Bestimmungen zu Tiertransporten stießen auf Widerstände im EU-Agrarministerrat. Trotz dieser Schwierigkeiten auf nationaler und europäischer Ebene wurden von der Bundesregierung wichtige Initiativen ergriffen:

- der Beschluss zur Neuausrichtung der Agrarförderung im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ vom 29. Juni 2001 (Tz. 731)
- der geplante Einstieg in die Modulation ab dem Jahr 2003 (Tz. 732), allerdings ohne Spezifizierung weiterer Modalitäten
- die Verabschiedung eines bundesweiten Siegels für Produkte des ökologischen Landbaus und die Vorbereitung des Siegels für konventionell erzeugte Produkte (Tz. 733)
- die Umsetzung der Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung und die Verabschiedung der Hennenhaltungsverordnung (Tz. 734)
- die Erarbeitung eines Bundesförderprogramms für den ökologischen Landbau (Tz. 735).

Neuausrichtung der Agrarförderung im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“

731. Der Planungsausschuss für Agrarstruktur und Küstenschutz (PLANAK) hat am 29. Juni 2001 die Neuausrichtung der Fördergrundsätze der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) im Zeitrahmen von 2002 bis 2005 beschlossen. Die Agrarinvestitionsförderprogramme werden danach an eine artgerechte und flächengebundene Tierhaltung geknüpft: Die Investitionsförderung setzt die Einhaltung einer maximalen Viehdichte pro Hektar (zwei Großvieheinheiten pro ha selbst bewirtschafteter Fläche) voraus. Neuinvestitionen in wenig artgerechte Haltungsformen, wie die Käfighennenhaltung, die Anbindehaltung oder die Haltung auf herkömmlichen Vollspaltenböden werden nicht mehr gefördert. Zuschüsse für Investitionen in den ökologischen Landbau und in besonders artgerechte Tierhaltung, für Umweltschutz- und Energiesparmaßnahmen und für die Erschließung zusätzlicher Einkommensquellen im außerlandwirtschaftlichen Bereich (z. B. Hofläden), werden ausgeweitet oder neu aufgelegt. Die Prämien für die Umstellung und Beibehaltung des ökologischen Anbaus werden deutlich erhöht. Zusätzlich wird die Förderung der Verarbeitung und Vermarktung ökologisch und regional erzeugter Produkte, insbesondere

durch die stärkere Förderung von Erzeugerzusammenschlüssen, verbessert. Für das Jahr 2002 stehen für die GAK Bundesmittel in Höhe von 872 Mio. Euro zur Verfügung (BMVEL, 2001c).

Einstieg in die Modulation

732. Gleichzeitig strebt das BMVEL den Einstieg in die Modulation an. Der Bundestag hat am 14. Dezember 2001 einem entsprechenden Gesetzentwurf der Bundesregierung zugestimmt. Es soll zum 1. Januar 2003 in Kraft treten (Bundestagsdrucksache 14/7057). Das Gesetz sieht für das Jahr 2003 eine Kürzung von 2 % aller Prämien ab einem Freibetrag von 10 000 Euro vor. Dadurch würden Mittel im jährlichen Wert von 54 Mio. Euro frei, die zur Finanzierung von Maßnahmen der integrierten ländlichen Entwicklung genutzt werden sollen, insbesondere für die Förderung umweltgerechter Produktionsverfahren. Aufgrund der EG-rechtlich vorgeschriebenen Kofinanzierung würden für Bund und Länder zusätzliche Kosten in Höhe von jährlich insgesamt 31 Mio. Euro entstehen.

Ob die erforderliche Zustimmung des Bundesrates zustande kommt, ist allerdings fraglich, da die Bundesländer das Gesetz in seiner jetzigen Form mehrheitlich ablehnen (Bundestagsdrucksache 14/7252). Zwar hatten sich die Agrar- und Umweltminister des Bundes und einer Mehrheit der Bundesländer auf der gemeinsamen Ministerkonferenz in Potsdam im Juni 2001 im Prinzip auf den Einstieg in die Modulation geeinigt. Der Bundesrat hat aber in seiner Stellungnahme von 27. September 2001 seine Zustimmung mit Änderungsforderungen verknüpft. So soll der Bund anstelle der im Regelfall üblichen 60 % nun 80 % der Finanzierungskosten für die Agrarumweltmaßnahmen und die Ausgleichszulage in FFH-Gebieten übernehmen. Die Beihilfen für Tabak, Hopfen, Saatgut und Kartoffelstärke sollen von der Kürzung ausgenommen werden. Zudem wird moniert, dass bislang keine konkreten Vorgaben zum Einsatz der frei werdenden Mittel vorgesehen sind: Diese sollen vorrangig in dem Land wiederverwendet werden, in dem sie angefallen sind (Bundesratsdrucksache 614/01). Da die Bundesregierung alle Änderungspunkte bis auf die Festlegung der vorrangigen Verwendung der Mittel in dem jeweiligen Land zurückgewiesen und ihren Gesetzentwurf in ansonsten unveränderter Form durch den Bundestag gebracht hat, gilt die Zustimmung des Bundesrates als ungewiss.

Der Einstieg in die Modulation ist ein wichtiges Signal. Allerdings geht der Spielraum für die Modulation weit über das im Gesetzentwurf der Bundesregierung Vorgesehene hinaus – die Direktzahlungen können um bis zu 20 % gekürzt werden. Ursprüngliche Absicht des BMVEL war es, den Modulationssatz linear auf 6 % im Jahr 2006 zu steigern, was problemangemessener gewesen wäre. Dies konnte jedoch angesichts des Widerstandes einiger Länder und Interessenverbände nicht durchgesetzt werden. Der Umweltrat wendet sich gegen das unzutreffende Argument der Landwirtschaftsverbände und einzelner Bundesländer, dass durch die Modulation allen landwirtschaftlichen Betrieben weniger Geld zufließe. Die Mittel können für zusätzliche Umweltmaßnahmen verwendet werden. Aufgrund der nationalen Kofinanzierung stünde den umweltgerecht wirtschaftenden Betrieben damit de facto mehr Geld zur Verfügung als ohne Modulation. Im Hinblick auf die finanzielle Ausstattung der Gemeinsamen Agrarpolitik und die bevorstehende WTO-Handelsrunde (vgl. Tz. 736 ff.) werden bestehende Subventionen nur durch Modulation der Fördermittel in der nächsten Verhandlungsperiode gesichert werden können. Dies wird auch von der Europäischen Kommission so gesehen.

Ein spezifisches Hemmnis bei der Einführung der Modulation ist die Vorgabe, dass für die Verwendung umgewidmeter Mittel neue Programme aufgelegt oder innerhalb der bestehenden Programme neue Teilnehmer gewonnen werden müssen. Eine flexible Handhabung, die es erlaubt hätte, Mittel in bestehende Programme zu übernehmen, wurde in den Verhandlungen zur Agenda 2000 vom Agrarministerrat abgelehnt. Die Länder haben allerdings in ihren Programmen zur Förderung des ländlichen Raums (vgl. Tz. 721 ff.) derzeit noch nicht alle möglichen Instrumente der Förderung im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen ausgeschöpft: So sind z. B. in vielen Bundesländern keine spezifischen Programme in den Natura-2000-Gebieten nach Artikel 16 Verordnung (EG) 1257/99 vorgesehen (OSTERBURG, 2001). Der Zwang zu neuen Programmen und Teilnehmern steht also der Modulation nicht grundsätzlich entgegen. Problematisch könnte sich allerdings die Tatsache erweisen, dass bei GAK-Maßnahmen Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege bisher generell ausgeschlossen sind (OSTERBURG, 2001, S. 23). Aufgrund fehlender Bundeskompetenzen im Naturschutz besteht die Gefahr, dass Modulationsmittel nicht für Naturschutzziele verwendet werden.

Qualitätssiegel

733. Im Mai 2001 hat sich das BMVEL mit den relevanten Interessen- und Verbraucherschutzverbänden und dem Einzelhandel auf die Schaffung eines einheitlichen Siegels für ökologische Produkte gemäß der EG-Öko-Verordnung geeinigt, dessen Einführung im September 2001 vom Bundeskabinett verabschiedet wurde (vgl. ausführlich Tz. 83). Daneben haben alle an der konventionellen Erzeugung und Vermarktung von Fleisch und Fleischwaren beteiligen Akteure (Futtermittelwirtschaft, Landwirtschaft, Schlachtunternehmen, Verarbeitungsunternehmen, Handel, Zentrale Marketing-Gesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft (CMA)) die „QS – Qualität und Sicherheit GmbH“ gegründet, über die ein neues Prüfsiegel für konventionell erzeugte Lebensmittel eingeführt werden soll. Das konventionelle Siegel bescheinigt aber nicht mehr als die Einhaltung der geltenden Rechtsvorschriften. Die Beachtung der geltenden Vorschriften sollte der Verbraucher allerdings ohnehin erwarten dürfen. Ein besonderes Siegel, das diese Selbstverständlichkeit hervorhebt, ist daher funktionslos und tendenziell sogar irreführend, da es die Vorstellung wecken könnte, dass damit besondere, über die bloße Rechtskonformität hinausgehende Eigenschaften markiert werden.

Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung und Hennenhaltungsverordnung

734. Zum 1. November 2001 ist die so genannte Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung (TierSchNutztV) in Kraft getreten (BGBl. I, S. 2758). Die Verordnung fasst erstmals alle geltenden Vorschriften für das Halten von Nutztieren in einer Verordnung zusammen und setzt die Richtlinie 98/58/EG zum Schutz landwirtschaftlicher Nutztiere um. Sie beinhaltet einige Verbesserungen für den Tierschutz. Dies betrifft die Anforderungen an Haltungseinrichtungen und die Überwachung, Fütterung und Pflege von Nutztieren im Allgemeinen und von Kälbern im Besonderen. Künftig müssen alle medizinischen Behandlungen und alle Verluste von Tieren aufgezeichnet und drei Jahre lang aufbewahrt werden. Dies ergänzt die zum 24. September 2001 in Kraft getretene so genannte Bestandsbuch-Verordnung, die Tierärzte und Landwirte verpflichtet, jede Anwendung von Tierarzneimitteln in einem Bestandsbuch aufzuzeichnen (BGBl. I, S. 2131 vom 10. August 2001).

Über die spezifischen Regelungen für Kälber hinaus soll die Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung um weitere Tierarten erweitert werden. Am 19. Oktober 2001 hat der Bundesrat bereits dem Verordnungsentwurf der Bundesregierung zur Hennenhaltung zugestimmt (Bundesratsdrucksache 429/01). Die neue Verordnung dient der Umsetzung der Richtlinie 99/74/EG zur Haltung von Legehennen vom Juli 1999. Die Verordnung geht weit über die Vorgaben der Richtlinie hinaus und verbietet die Käfigbatteriehaltung in Deutschland nach Ablauf von Übergangsfristen für bestehende Anlagen. Für herkömmliche Käfige mit 450 cm^2 bzw. 550 cm^2 je Henne gilt eine Übergangsfrist bis zum 31. Dezember 2002 bzw. bis zum 31. Dezember 2006. Die Richtlinie sieht dagegen eine Übergangsfrist bis zum 31. Dezember 2011 vor. Für so genannte „ausgestaltete Käfige“ mit 750 cm^2 pro Henne gilt in Deutschland nunmehr eine Übergangsfrist bis zum 31. Dezember 2011. Die EG-Richtlinie schreibt diese Käfigform ab dem 1. Januar 2003 als Standard für Neubauten und ab dem 1. Januar 2012 als EU-Mindeststandard vor. Ebenso erlaubt die Verordnung die Haltung von Hennen in der Volieren-, Boden- und Freilandhaltung nach den Bestimmungen der Verordnung (EWG) 1274/91 nur noch bis zum 31. Dezember 2005. Neue Einrichtungen müssen nach der Verordnung eine Reihe anspruchsvollerer Mindestkriterien hinsichtlich Größe und Ausstattung erfüllen. Die Herdengröße wird auf 6 000 Tiere beschränkt. Ausnahmen sind für drei Jahre zur Erprobung von neuartigen Haltungseinrichtungen möglich. Die Umsetzung der Verordnung wird durch Informationskampagnen begleitet werden. Hinzu kommen künftig, ebenfalls aufgrund gemeinschaftsrechtlicher Vorgaben, noch Kennzeichnungspflichten für Eierherkunft und Haltungsform (EU-weit ab 1. Januar 2004) (BMVEL, 2001d).

Der Umweltrat begrüßt diese Maßnahmen als notwendige Verbesserung des Tierschutzes in Deutschland. Insbesondere hinsichtlich der Bestimmungen zur Hennenhaltung nimmt Deutschland damit eine Vorreiterrolle im Vergleich der europäischen Mitgliedstaaten ein. Dennoch ist zu betonen, dass der Reformbedarf im Tierschutzrecht noch nicht abgedeckt ist und die ergriffenen Maßnahmen lediglich den notwendigen Richtungswechsel eingeleitet haben. Insbesondere die Bestimmungen hinsichtlich der Dauer von Tiertransporten in der EU sind überarbeitungsbedürftig. Der Umweltrat unterstützt in diesem Zusammenhang die Initiative der Bundesregierung, auf europäischer Ebene die Subventionen für den Export lebender Schlachttiere zu streichen.

Förderprogramm für den ökologischen Landbau

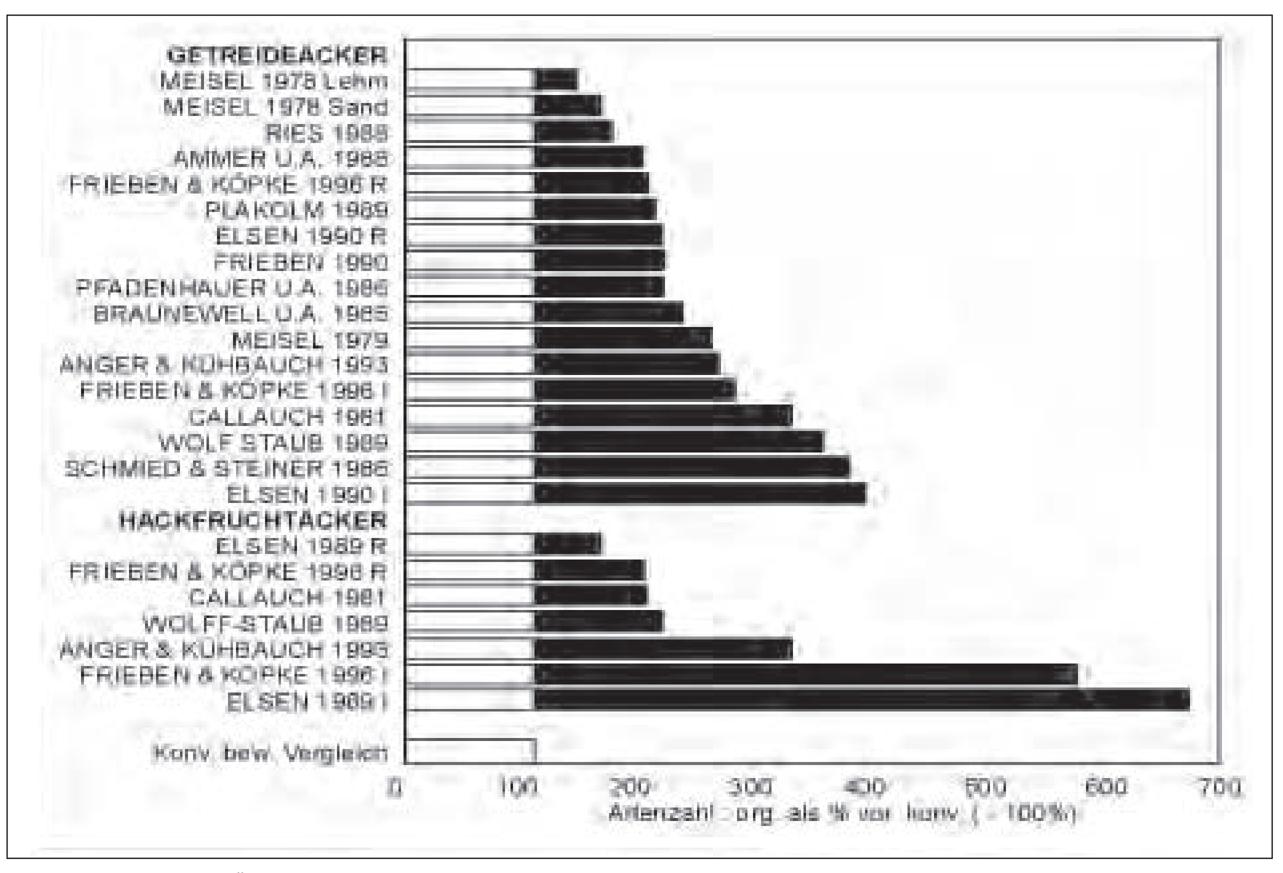
735. Für das Förderprogramm „Ökolandbau“ sind im Haushalt 2002 des BMVEL für die Jahre 2002 und 2003 jeweils 34 Mio. Euro eingeplant. Im Mittelpunkt der Förderung steht die verbesserte Information von Erzeugern, Verarbeitern, Handel und Verbrauchern, aber auch die gezielte Förderung von Betrieben und Vermarktungs- und Absatzstrukturen. Darüber hinaus sollen mit jeweils 25 Mio. DM (12,8 Mio. Euro) in den Jahren 2002 und 2003 Modellprojekte und Demonstrationsvorhaben in ausgewählten Regionen gefördert werden. Zudem wurde ein Institut für den ökologischen Landbau an der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft gegründet (ISERMEYER et al., 2001). Die Bundesregierung setzt sich ferner für eine Verschärfung der EG-Ökoverordnung (Verordnung (EWG) 2092/91) ein. Unter anderem soll der Anwendungsbereich der EG-Ökoverordnung erweitert und es soll zur Voraussetzung für die Vergabe des EG-Ökosiegels werden, dass die betreffenden Betriebe innerhalb eines bestimmten Zeitraums vollständig auf den ökologischen Landbau umgestellt werden. Die Liste der zulässigen konventionellen Futtermittel und Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft soll überprüft werden. Von einer Weiterentwicklung der EG-Ökoverordnung wird auch eine größere Akzeptanz des EG-Ökosiegels erhofft (BMVEL, 2001e).

Die Ausweitung des ökologischen Landbaus ist ein Hauptanliegen der Bundesregierung. Begründet wird dies vor allem mit der besseren Umweltbilanz des ökologischen Landbaus. Gegenüber dem konventionellen Landbau sind die diffusen Schad- und Nährstoffeinträge wesentlich geringer, da der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln verboten und die Düngung stärker limitiert ist. Der ökologische Landbau wird deshalb besonders in Wasserschutzgebieten zum Schutz des Grundwassers gefördert (STOLZE et al., 2000, S. 86 ff.). Zudem kann die Artenzahl auf die gesamte Betriebsfläche bezogen doppelt bis dreimal so hoch sein wie auf konventionell bewirtschafteten Betriebsflächen (FRIEBEN, 1997; WEIGER, 1997; FRIEBEN und KÖPKE, 1994; Abbildung 3.2.5-2).

Derzeit bewirtschaften rund 13 000 Betriebe des ökologischen Landbaus rund 550 000 Hektar. Dies entspricht einem Anteil an der Gesamtfläche von etwa 3,2 % (HACCIUS et al., 2001). Der Marktanteil von Produkten aus ökologischem Landbau liegt bei etwa 2 % bis 3 % des Umsatzes im Lebensmitteleinzelhandel, mit derzeit stark steigender Tendenz (neueste Daten: BMVEL, 2002). Um das Ziel eines Flächenanteils von 20 % zu erreichen, sind umfangreiche Maßnahmen notwendig. Vor allem müssen

Abbildung 3.2.5-2

In verschiedenen Vergleichsuntersuchungen ermittelte Artenzahlen von Ackerwildkräutern organisch bewirtschafteter Äcker als Vielfaches der Artenzahl (= 100 Prozent) bewirtschafteter Äcker (R = Randbereich der Felder, I = Feldinneres)



Quelle: FRIEBEN und KÖPKE, 1994, verändert

die strukturellen Nachteile der bisherigen Nischenproduktion aufgehoben werden. Dem ökologischen Landbau fehlt es u. a. an einer ausreichenden Versorgung mit geeignetem Saatgut und an leistungsstarken nachgelagerten Gewerbestrukturen. Dies betrifft z. B. dezentrale Schlachtmöglichkeiten und Biomolkereien. Wegen fehlender Biomolkereien muss die Milch aus ökologisch wirtschaftenden Betrieben häufig entweder über weite Strecken transportiert werden, was die Kosten erhöht, oder an konventionelle Molkereien geliefert werden, sodass keine der Erzeugungsart entsprechenden Preise erzielt werden können. Insoweit bewirken dann nur die Fördermittel einen Anreiz zur Umstellung auf ökologische Betriebsweisen.

Die Erfahrungen der Vergangenheit haben gezeigt, dass parallel zur Steigerung der Erzeugung von Produkten des ökologischen Landbaus auch die Nachfrage danach erhöht werden muss. Die alleinige Umstellungsförderung hat angesichts unzureichender Nachfrage in der Vergangenheit teilweise kontraproduktiv gewirkt, da aufgrund des durch die Förderung vermehrten Angebots die Produktpreise stark fielen (KNICKEL, 2001; DIENEL, 1999). Eine isolierte hohe Umstellungsförderung zur Erreichung eines Flächenanteils von 20 % kann jedoch sinnvoll sein, wenn sie als Honorierung ökologischer Leistungen zur Erreichung bestimmter Umweltqualitätsziele so ausgestaltet ist, dass die Produktpreise im Anschluss nicht oder nur wenig über den Marktpreisen für konventionell angebaute Produkte liegen und die Produkte deshalb ohne Nachfrageprobleme über den „konventionellen" Handel verkauft werden können. Allerdings sollte die Umstellungsförderung zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen in den Bundesländern gleich ausgestaltet sein. Im Jahr 2000 schwankten die Umstellungsprämien im Ackerbau zwischen 250 DM je ha in Mecklenburg-Vorpommern und 450 DM je ha in Sachsen und Bayern (NIEBERG, 2001).

Um mit ökologisch produzierten Lebensmitteln größere Verbraucherschichten zu erreichen, ist eine Ausdehnung der bisher eher mittelständisch organisierten Vermarktung

auf große Handelsketten erforderlich. In der Vergangenheit hat es deshalb schon eine gezielte Förderung von Erzeugergemeinschaften gegeben, die das Angebot bündeln und dann an den Lebensmittelhandel weiterleiten (HESS und HERRMANN, 2001). Diese Förderung wird im Rahmen des Förderprogramms „Ökolandbau“ ausgebaut. Zur breiteren Vermarktung soll auch das einheitliche Ökosiegel beitragen (Tz. 83 und Tz. 733). Grundsätzlich ist gegen eine Ausweitungsstrategie, die die ökologisch erzeugten Produkte „supermarktfähig“ macht, nichts einzuwenden. Darüber hinaus sollte die Förderung aber auch das Ziel einer regionalen Vermarktung der Produkte berücksichtigen, um kurze Lieferwege sicherzustellen. Den Verbrauchern insbesondere in eher ländlichen Regionen kann durch verstärkte Direktvermarktung ein Bezug zu ihrer Region und ihre Verantwortung für die Art der Landwirtschaft vermittelt werden.

3.2.5.1.3 Die Agrarpolitik in den WTO-Verhandlungen

736. Die Bemühungen um die weitere Liberalisierung des Welthandels durch die fortschreitende Beseitigung von Handelshemmnissen und den Abbau protektionistischer Eingriffe in den Weltmarkt im Rahmen des GATT/WTO üben erheblichen Reformdruck auf die Gemeinsame Agrarpolitik aus. Das System der Marktstützung, Exportsubventionierung und Abschottung gegenüber Importen ist in der Vergangenheit wiederholt Gegenstand von Interessenkonflikten insbesondere zwischen der EU und den USA, aber auch zwischen der EU und Entwicklungsländern gewesen. Umstritten ist dabei die Frage, ob die Gemeinsame Agrarpolitik vereinbar ist mit GATT/WTO-Recht (HOBERG, 2001; KELEMEN, 2001; BENEDEK, 1998; MEUNIER, 1998; s. Kasten).

737. In Bezug auf die Agrarpolitik können, vereinfacht, die folgenden drei „Blöcke“ innerhalb der WTO unterschieden werden: die EU, die USA zusammen mit den Ländern der „Cairnsgruppe“ (Argentinien, Australien, Bolivien, Brasilien, Kanada, Chile, Kolumbien, Costa Rica, Fidschi, Guatemala, Indonesien, Malaysia, Neuseeland, Paraguay, die Philippinen, Thailand, Südafrika und Uruguay) und die Gruppe der Entwicklungsländer. Die Hauptstreitpunkte betreffen die Handhabung der

Institutionelle Struktur und Grundsätze des Welt-Handelsrechts

Die Welthandelsorganisation (*World Trade Organization* – WTO) ist neben dem Internationalen Weltwährungsfonds (IWF) und der Weltbank der dritte institutionelle Pfeiler der Weltwirtschaftsordnung. Die WTO ist im Jahr 1994 als Nachfolgeorganisation zu den Institutionen des „Allgemeinen Zoll- und Handelsabkommens (*General Agreement on Tariffs and Trade* – GATT)“ aus dem Jahr 1947 entstanden und ist eine internationale Organisation mit eigener Rechtsverbindlichkeit. Sie administriert multilaterale Abkommen, die für die gegenwärtig 142 Mitgliedstaaten verbindlich sind. Diese betreffen vor allem:

– den Warenhandel in Fortführung des alten GATT, das den weltweiten Abbau von Zöllen und anderen Marktzugangsbarrieren zum Ziel hat,

– den Dienstleistungshandel („Allgemeines Übereinkommen über den Handel mit Dienstleistungen – *General Agreement on Trade in Services* – GATS“), das sich auf die Liberalisierung der Regelungen in den Bereichen Finanz-, Luftverkehrs-, Seeverkehrs- und Telekommunikationsdienstleistungen bezieht),

– den Schutz und die Durchsetzung von Immaterialgüterrechten („Übereinkommen über handelsbezogene Aspekte der Rechte des geistigen Eigentums – *Trade Related Aspects of Intellectual Property Rights* – TRIPS“).

Die Leitprinzipien des für die Gemeinsame Agrarpolitik relevanten GATT/WTO sind das Verbot der Diskriminierung und das Gebot des Abbaus von Zöllen und anderen Handelshemmnissen. Umgesetzt werden diese durch die im Gründungsvertrag der WTO explizit verankerten Prinzipien:

– der „Meistbegünstigung“ (*Most-favoured-nation-treatment*, Art. I): Danach sind Vorrechte für ein WTO-Mitgliedsland unverzüglich allen Mitgliedsländern in gleichem Umfang zu gewähren;

– der „Inländergleichbehandlung“ (*National Treatment Requirement*, Art. III): Danach dürfen ausländische Produkte nach der Verzollung nicht schlechter gestellt sein als inländische;

– des „Abbaus von Zöllen und anderer Handelsbarrieren“ (*Tariffs-Only-Doctrine*, Art. II): Danach sind nicht-tarifäre Maßnahmen des Außenschutzes wie z. B. Mengenbeschränkungen in Zölle umzuwandeln; Zölle sind festzuschreiben und langfristig zu senken.

Gleichzeitig sind Ausnahmen von diesen Prinzipien möglich: Von den obigen Grundsätzen abweichende Maßnahmen können mit der notwendigen Wahrnehmung einer Vielzahl öffentlicher Belange begründet werden. Darunter fällt auch der Schutz von Leben und Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen (Art. XX [b]) und die Bewahrung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen (Art. XX [g]). Diese dürfen aber weder einen versteckten Protektionismus zum Zweck haben noch willkürlich und unbegründet erlassen werden (WTO, 2001a; zu den umweltschutzbegründeten Ausnahmeregelungen ausführlich ALTEMÖLLER, 1998; EPINEY, 1997).

Exportförderung, des Marktzugangs und der Agrarsubventionen. Sowohl die USA/Cairnsgruppe als auch die Entwicklungsländer betrachten die Gemeinsame Agrarpolitik der EU in diesen Punkten als unvereinbar mit den GATT/WTO-Prinzipien. Insbesondere die Länder der Cairns-Gruppe fordern den freien Marktzugang (PICCININI und LOSEBY, 2001). Die EU-Kommission verteidigt die Gemeinsame Agrarpolitik dagegen mit Verweis auf die Ausnahmeregelungen des WTO-Rechts: Da die europäische Landwirtschaft auch noch anderen Zwecken diene als nur der Produktion von Nahrungsmitteln (Wahrung der sozialen Stabilität von Regionen, Umwelt- und Naturschutz, Verbraucher- und Gesundheitsschutz), seien die Instrumente der Gemeinsamen Agrarpolitik als konform mit den WTO-Ausnahmeregelungen zu rechtfertigen. Eine genaue Definition dieses Konzepts der so genannten multifunktionalen Landwirtschaft ist die Kommission bislang aber schuldig geblieben (Council of the European Union, 2000; European Commission, 2001a; European Commission, 2001c; MEUNIER, 1998).

Ob die Gemeinsame Agrarpolitik in ihrer gegenwärtigen Form aufrechterhalten werden kann, ist fraglich. Zur Kürzung von Marktstützungsleistungen wurde die EU bereits beim Abschluss der letzten Welthandelsrunde, der „Uruguay-Runde“ des GATT, die im Jahr 1993 beendet wurde, angehalten: Das so genannte Agrarabkommen (WTO-Abkommen, Anhang 1 A) verpflichtet die WTO-Mitgliedstaaten – mit einer Reihe von Ausnahmen für die Entwicklungsländer –, ab dem Jahr 1995 innerhalb von sechs Jahren ihre interne Marktstützung um 20 % gegenüber der Basis 1986 bis 1988 zu kürzen. Dabei werden der EU Kürzungen seit 1986 angerechnet. Die Ausgleichszahlungen bleiben bei den Berechnungen unberücksichtigt. Alle nicht-tarifären Handelshemmnisse wie z. B. Quoten und variable Abschöpfungen sind außerdem in Zölle umzuwandeln, die bis zum Jahr 2000 im Durchschnitt um 26 % und pro Produkt um mindestens 15 % zu kürzen waren. Die Ausgaben für Exporterstattungen sollten bis zum Jahr 2000 gegenüber der Basis 1986 bis 1990 um 36 % und die derart exportierten Mengen um 21 % reduziert werden; ab 1995 sollte ebenso ein Mindestmarktzugang von 3 % des Inlandsverbrauchs auf der Basis der Jahre 1986 bis 1988 gewährleistet werden, der bis zum Jahr 2000 auf 5 % zu steigern war (WTO, 2001b; STROBBE, 2000).

Stützzahlungen innerhalb der WTO werden gegenwärtig in drei Kategorien eingeteilt:

– die *amber box* mit unerwünschten Stützzahlungen, die innerhalb von sechs Jahren abzubauen sind (hierzu gehören die EU-Exportzahlungen),

– die *blue box* mit begrenzt handelsbeeinflussenden Stützzahlungen, die bis zum Jahr 2000 für maximal 85 % des zugrunde gelegten Produktionsniveaus gewährleistet werden durften (hierzu gehören die EU-Ausgleichszahlungen für Getreide, Eiweiß- und Ölfrüchte und Rindfleisch) und

– die *green box* mit erlaubten, da nicht handelsverzerrenden Zahlungen (u. a. die Agrarumweltmaßnahmen).

738. Die Verpflichtungen der Uruguay-Runde sind in allen WTO-Mitgliedstaaten bislang nicht vollständig, vielfach sogar völlig unzureichend umgesetzt (WTO, 2001c; OECD, 2001). Nach Ablauf der so genannten Friedenspflicht im Jahr 2003, innerhalb derer WTO-Mitgliedstaaten nicht gegen Stützungsmaßnahmen anderer klagen sollen, ist zu erwarten, dass die Exportsubventionen der *amber box* in der nächsten Welthandelsrunde nicht aufrechterhalten werden können. Artikel 20 des Agrarabkommens schreibt vor, dass ein Jahr vor Ablauf der sechsjährigen Übergangsfrist weitere Verhandlungen zum Abbau von Handelshemmnissen aufzunehmen sind, was auch erfolgt ist. Die EU hat in ihrem Verhandlungsmandat die Bereitschaft zu einer weiteren Marktöffnung und zur Reduzierung der Exportsubventionen sowie, zu einem gewissen Grad, auch der Marktstützung unter der Voraussetzung erklärt, dass die *blue box* und die *green box* in einer „angemessenen Form“ aufrechterhalten bleiben und über den Einbezug nicht direkt handelsbezogener Leistungen (Multifunktionalität der Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit, Tierschutz) verhandelt wird (WTO, 2000, S. 3).

Auf der 4. Ministerkonferenz der WTO in Dohar vom 9. bis 14. November 2001 haben die WTO-Mitgliedstaaten den Beginn einer neuen Welthandelsrunde beschlossen. Hinsichtlich der Agrarmärkte verpflichten sie sich auf substanzielle Verbesserungen bei der Marktöffnung und auf Reduzierungen aller Exportsubventionen mit Blick auf ein Auslaufen und auf weitreichende Rücknahmen von Subventionen zur Stützung der eigenen Märkte. Allerdings sollen auf Druck der EU erstmals auch nicht direkt handelsbezogene Regelungen in die Verhandlungen mit einbezogenen werden und der WTO-Ausschuss für Handel und Umwelt eine „besondere Rolle“ spielen (WTO, 2001d). Die EU hatte sich schon im Vorfeld der Konferenz im Streit um die Exportsubventionen kompromissbereit gezeigt und einer weitgehenden Abschaffung unter der Voraussetzung zugestimmt, dass auch andere Staaten ihre Exportunterstützungen – z. B. die USA ihre Exportkredite – einschränken (European Commission, 2001a). Der Einbezug nicht-handelsbezogener Regelungen wird von der Kommission als großer Erfolg bewertet (European Commission, 2001b). Ob sich die EU allerdings hiermit bei den Verhandlungen durchsetzen kann, muss bezweifelt werden, da gerade die Entwicklungsländer hierin nichttarifäre Handelshemmnisse vermuten. Allgemein möchte die EU jedoch den Zugang zum Binnenmarkt für die Entwicklungsländer erleichtern. Die im Jahr 2003 beginnende Welthandelsrunde wird zeigen, wieweit sich die EU mit ihrem Konzept wird durchsetzen können.

739. Ob die Beibehaltung der *green box* und der *blue box* gelingt, ist ungewiss. Die Chancen hierfür stehen nicht schlecht, weil die USA – trotz offizieller Forderung nach einer starken Kürzung von einkommensstützenden Beihilfen – ebenfalls gezwungen sind, umfangreiche Zahlungen an die amerikanische Landwirtschaft vor der WTO zu rechtfertigen. Im Oktober 2001 ist der *„Farm Security Act of 2001“* verabschiedet worden, der in den nächsten zehn Jahren zusätzliche Unterstützungszahlungen an die amerikanische Landwirtschaft in Höhe von 8 Mrd. Euro

jährlich vorsieht (House of Representatives, 2001). Die Kommission versucht in diesem Zusammenhang, das Gros der Subventionen der Gemeinsamen Agrarpolitik *green-box*-fähig bzw. mindestens *blue-box*-fähig zu gestalten. Es ist damit zu rechnen, dass für die nächste Förderperiode ab dem Jahr 2007 (vielleicht schon während der Halbzeitüberprüfung der Agenda 2000 im Jahre 2003) verstärkt Mittel in die zweite Säule der Agrarpolitik umgeschichtet werden.

Vor diesem Hintergrund wiederholt der Umweltrat sein Plädoyer für die obligatorische Einführung der Modulation im Rahmen der Halbzeitüberprüfung der Agenda 2003.

3.2.5.1.4 Zusammenfassung und Empfehlungen

740. Eine Neuorientierung der Agrarpolitik ist nicht nur aufgrund der offenkundigen Defizite im Bereich des Verbraucher- und Umweltschutzes, der Lebensmittelsicherheit und des Tierschutzes notwendig. Sie ist auch unumgänglich, um die Existenz der Landwirtschaft auf dem größten Teil der derzeitigen landwirtschaftlichen Nutzfläche dauerhaft zu sichern und dauerhafte Schädigungen der natürlichen Lebensgrundlagen abzuwenden. Der Umweltrat unterstützt nachdrücklich die Bemühungen der Bundesregierung, Fragen des Verbraucherschutzes, der Lebensmittelsicherheit, der umweltschonenden Erzeugung und artgerechten Tierhaltung in den Mittelpunkt der Agrarpolitik zu stellen.

Neuausrichtung der nationalen Agrarpolitik

741. Die Neuausrichtung betrifft die Verbesserung des Verbraucherschutzes und der Verbraucherinformation, die verstärkte Förderung des ökologischen Landbaus, die Neuausrichtung der Investitionsförderung, den Einstieg in die Modulation (teilweise Umschichtung der EU-Fördermittel zugunsten von Umweltleistungen) und die Verbesserung des Tierschutzes.

Fragen des Verbraucherschutzes wurden in der Vergangenheit grob vernachlässigt. Mit der Reorganisation und Umbenennung des früheren Landwirtschaftsministeriums ist dem Verbraucherschutz ein neuer politischer Stellenwert eingeräumt worden. Das in Reaktion auf die BSE-Krise erlassene Verbot der Verfütterung von Tiermehlen und -fetten war angesichts der seit langem bekannten Risiken dieser Praxis eine überfällige Maßnahme. Es ist allerdings bedauerlich, dass im EU-Agrarministerrat bislang keine Mehrheit für ein dauerhaftes Verfütterungsverbot, wie u. a. von der Bundesregierung gefordert, zustande gekommen ist.

Die Ausweitung der Fördermaßnahmen für den ökologischen Landbau ist grundsätzlich zu befürworten. Die Förderung sollte noch intensiver und zielgerichteter dazu beitragen, die strukturellen Nachteile einer Nischenproduktion zu beseitigen, da nur so das Ziel eines Flächenanteils von 20 % für den ökologischen Landbau zu erreichen ist. Dies schließt eine Ausweitungsstrategie, die die ökologisch erzeugten Produkte „supermarktfähig“ macht, ein. Darüber hinaus sollte die Förderung aber auch das Ziel einer regionalen Vermarktung der Produkte berücksichtigen. Das einheitliche Ökosiegel für Produkte aus ökologischem Landbau stellt einen notwendigen Schritt auf dem Weg zur Ausweitung des ökologischen Landbaus da. Weitere Verbesserungen, wie die Verschärfung der Kriterien der EG-Ökoverordnung, sind aber erforderlich. Das diesbezügliche Memorandum der Bundesregierung geht hier in die richtige Richtung.

Umweltprobleme der Landwirtschaft, denen die Agrarpolitik entgegensteuern muss, sind vor allem die diffusen Einträge von Nähr- und Schadstoffen aus Dünge- und Pflanzenschutzmitteln und Veränderungen der Landschaft durch direkte Eingriffe. Die damit zusammenhängende anhaltend hohe Gefährdung von Boden, Grundwasser und insbesondere der biologischen Vielfalt ist offenkundig. Ein probates Gegenmittel ist die verstärkte Förderung umweltverträglicher Bewirtschaftungsverfahren nach dem Muster der heutigen Agrarumweltmaßnahmen. Die vorgesehene Verwendung der frei werdenden Modulationsmittel für extensive und umweltfreundliche Produktionsverfahren im Ackerbau und in der Grünlandbewirtschaftung, für die Reduzierung des Viehbesatzes in einigen Regionen und für umwelt- und tiergerechte Haltungsverfahren ist in diesem Zusammenhang positiv zu bewerten.

In der Tierhaltung müssen die bestehenden Regelungen, insbesondere hinsichtlich der resultierenden Nitratbelastungen, konsequenter angewandt und die Flächenbindung in der Tierhaltung durchgesetzt werden. Der Umweltrat begrüßt, dass die Bundesregierung mit der Umsetzung der Hennenhaltungs-Verordnung über EU-rechtliche Vorgaben hinaus geht und damit innerhalb der EU eine Vorreiterrolle einnimmt.

Neuausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik

742. Die Gemeinsame Agrarpolitik bevorteilt nach wie vor konventionell-intensive gegenüber umweltverträglicheren Bewirtschaftungsformen. Eine grundsätzliche Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik erscheint mittelfristig unabdingbar, auch vor dem Hintergrund der bevorstehenden EU-Osterweiterung.

Mit der Agenda 2000 aus dem Jahr 1999 wurde die Chance verpasst, eine solche grundlegende Neuorientierung vorzunehmen. Die Liberalisierung und Deregulierung der Markt- und Preisstützungspolitik wird lediglich in verstärktem Tempo fortgeführt. Positiv zu bewerten ist aber die gleichzeitig ausgeweitete Förderung des ländlichen Raums und umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren, die zu einer „Zweiten Säule“ der Agrarpolitik ausgebaut wurde.

Für das Jahr 2003 ist eine Halbzeitüberprüfung der Agenda 2000 vorgesehen, die der Vorbereitung der nächsten grundlegenden Reform (Agenda 2007) im Jahr 2006 dienen soll. Die Halbzeitüberprüfung sollte von den EU-Mitgliedstaaten zu einer frühzeitigen Festlegung der grundsätzlichen Reformrichtung und zur Verabredung konkreter Reformschritte bis zum Jahr 2007 genutzt werden. Die konsequente Umschichtung von Mitteln aus der

ersten in die zweite Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik sollte dabei das Leitprinzip sein. Der zentrale Baustein hierfür ist die obligatorische Einführung der Modulation. Die inhaltlichen Anforderungen an den Einsatz der umgeschichteten Mittel in der zweiten Säule müssten dabei flexibilisiert werden. Im Rahmen dieses Zwischenschrittes hin zu einer konsequent zielgenauen und leistungsbezogenen Agrarförderung werden die flächenbezogenen Preisausgleichszahlungen noch aufrecht erhalten werden. Sie können jedoch mit Anforderungen verbunden werden, die oberhalb des derzeitigen Niveaus der „guten fachlichen Praxis“ liegen. Hierzu zählen z. B. die flächengebundene Tierhaltung und eine noch zu bestimmende Mindestdichte an Landschaftselementen.

Die Bundesregierung sollte sich dafür einsetzen, dass die Direktzahlungen auf die Gesamtfläche der landwirtschaftlichen Betriebe einschließlich der Landschaftselemente bezogen werden können. Dies würde einerseits die Benachteiligung des Grünlandes oder ungenutzter Teilflächen wie Raine, Sukzessionsflächen und Feldgehölze beenden und andererseits den Ermittlungsaufwand für prämienberechtigte Flächen erheblich minimieren. Eine entsprechende Regelung sollte umgehend auch für die Flächen mit Agrarumweltmaßnahmen eingeführt werden, da auch hier nicht einzusehen ist, dass erwünschte Strukturelemente nicht gefördert werden dürfen.

Mit der Aufstockung der zweiten Säule sollten in erhöhtem Maße Agrarumweltmaßnahmen angeboten und so eine beschleunigte Umstellung der Landwirte auf die Erbringung ökologischer Leistungen initiiert werden. Die Effizienz des Mitteleinsatzes sollte durch eine stärkere Orientierung der Programme an dem tatsächlichen Handlungsbedarf auf der Fläche (Ausweisung von Gebietskulissen, Formulierung von Bedarfskriterien) gesteigert werden.

Eine integrierte Politik für den ländlichen Raum muss auch neue Einkommensfelder für die Landwirtschaft erschließen. Dies beinhaltet u. a. die Nutzung von Möglichkeiten einer partiellen Rückverlagerung von Verarbeitungs- und Vermarktungsstrukturen in die landwirtschaftlichen Betriebe, die Erzeugung nachwachsender Rohstoffe und erneuerbarer Energien, die Übernahme von Leistungen der Landschaftspflege und des Naturschutzes und die Diversifizierung von Dienstleistungen (ländlicher Tourismus, Freizeitangebote, Kulturveranstaltungen, Tagungen usw.). Hier besteht ein erhebliches Entwicklungspotenzial, das eine wichtige Grundlage für die deutsche Landwirtschaft abzugeben verspricht (SCHLAGHECK, 2001). Allerdings können derartige Umstellungen nicht für alle Betriebe eine Überlebensperspektive bieten. Sie können daher eine konsequente Umschichtung wegfallender Direktzahlungen in die zweite Säule nicht ersetzen.

Langfristige Entwicklungen unter welthandelsrechtlichen Rahmenbedingungen

743. Die Interventionsmaßnahmen und Exportsubventionen der Gemeinsamen Agrarpolitik werden im Rahmen der nächsten Welthandelsrunde erneut auf den Prüfstand gestellt werden. Die weitere Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik kann daher nicht unabhängig von den Verhandlungen über eine weitere Liberalisierung der Agrarmärkte betrachtet werden: Ein Großteil der Fördermittel wird nur noch durch die Umwidmung in *green-box*-fähige Subventionen aufrechtzuerhalten sein, da nur diese Subventionen als sicher gelten können, während die Aufrechterhaltung der *blue-box*-Kategorie nicht gewährleistet ist.

Im Rahmen der nächsten Welthandelsrunde sollte die Vereinbarung von Mindeststandards einer umweltverträglichen Landwirtschaft angestrebt werden. Ein Ausgleich für höhere Umweltstandards in der EU muss weiter möglich sein. Eine Honorierung ökologischer Leistungen erscheint mit den Grundsätzen der WTO vereinbar, da sie im Einklang mit den Verpflichtungen des „UN-Rahmenübereinkommens zum Erhalt der biologischen Vielfalt“ (so genannte Biodiversitätskonvention) steht.

Zu begrüßen ist, dass auf Betreiben der EU in der nächsten Welthandelsrunde auch über den Einbezug „nicht direkt handelsbezogener Regelungen“ verhandelt und dem WTO-Ausschuss für Handel und Umwelt eine besondere Rolle während der Verhandlungen zuerkannt werden soll. Eine erfolgreiche Integration von Querschnittsbelangen setzt aber voraus, dass von europäischer Seite endlich eine genaue Definition des Konzeptes der multifunktionalen Landwirtschaft vorgelegt wird. Da die Landwirtschaft in Europa z. T. sehr viel intensiver wirtschaftet als in anderen Regionen der Erde, sollte im Sinne einer zielgenauen Landwirtschaftspolitik keine flächendeckende Pauschalförderung erfolgen, sondern es sollten Zahlungen an Leistungen gebunden werden, die den jeweiligen, auch regional und lokal differenzierten Ansprüchen entsprechen.

In den zukünftigen Verhandlungen auf europäischer Ebene sollte die Bundesregierung anstreben, die Diskriminierung der Zahlungen in der zweiten Säule aufzuheben. Dies betrifft vor allem die Kofinanzierung, die es nur reichen Ländern bzw. Regionen ermöglicht, diese Zahlungen in Anspruch zu nehmen.

Wie der Umweltrat schon mehrfach gefordert hat (SRU, 2000 und 1996), sollte in einer mittel- bis langfristigen Perspektive eine vollständige Umstellung der Förderung auf eine Honorierung ökologischer Leistungen vorgenommen werden. Der Einstieg in die Modulation ist hier nur ein erster Schritt. Diese Strategie empfiehlt sich auch zur Vermeidung von Dauerkonflikten mit dem Welthandelsrecht.

Bei einer zielgenauen und an ökologische Leistungen orientierten Ausrichtung einer integrierten Agrarumweltpolitik müssten die Gesamtausgaben nicht die Höhe der derzeit aus der ersten Säule gezahlten Mittel erreichen.

3.2.5.2 Fischereipolitik

744. Im Jahr 2002 muss eine neue Grundverordnung für die Gemeinsame Fischereipolitik der EU verabschiedet werden. Aus diesem Grund legte die EU-Kommission im März 2001 ein Grünbuch zur zukünftigen Fischereipolitik vor.

Im Mittelpunkt der Betrachtung mariner Systeme standen für den Umweltrat bisher vor allem die Belastungen des

marinen Ökosystems mit Nähr- und Schadstoffen und deren erforderliche Reduzierung (siehe z. B. SRU, 2000, Tz. 673 ff.). Im Rahmen einer nationalen und EU-weiten Nachhaltigkeitsstrategie, die Festlegungen für eine nachhaltige Nutzung auch der aquatischen Ressourcen treffen muss, erscheint es notwendig, weiteren Aspekten Beachtung zu schenken.

745. Die Nutzung der Fischbestände hat großen Einfluss auf die Meeresökosysteme. Neben der direkten Entnahme von Meerestieren spielen auch die häufig negativen Auswirkungen einer Übernutzung bestimmter Bestände (als Teil der Nahrungskette) eine Rolle. Hinzu kommen ökologische Schäden, die durch das eingesetzte Fanggerät hervorgerufen werden. Die Minimierung der negativen Folgen bisheriger Fischereipraxis ist eine wesentliche Voraussetzung für die Erhaltung der marinen Biodiversität. Dem von der EU herausgegebenen Grünbuch zur zukünftigen Fischereipolitik kommt daher ein hoher Stellenwert zu.

Die Fischerei spielte innerhalb der EWG zunächst praktisch keine Rolle, da nur wenige Mitgliedstaaten über eine nennenswerte Fischereiflotte verfügten. Dies änderte sich erst mit dem Beitritt von Dänemark und Großbritannien Anfang der Siebzigerjahre und setzte sich dann mit der Aufnahme von Spanien, Portugal und Griechenland in den Achtzigerjahren fort. Vergleichbar mit der Agrarpolitik verfolgte die Gemeinsame Fischereipolitik zwei Ziele: Auf der einen Seite sollte Fisch auf den Märkten der EU zu einem erschwinglichen Preis für die Verbraucher erhältlich sein, auf der anderen Seite sollte den Fischern ein angemessenes Einkommen zur Verfügung stehen. Aus diesem Grund förderte die EU lange Zeit die Produktivitätssteigerung in der Fischerei, indem größere Fangfahrzeuge subventioniert wurden. Mit diesen Fahrzeugen konnten die Fischer auch weiter entfernte Fanggebiete erreichen.

Dass diese Strategie zu unerwünschten Konsequenzen führte, zeigte sich erstmals im Jahr 1977, als aufgrund der starken Zunahme der Fangkapazität und des darauf folgenden Zusammenbruchs der Bestände die Heringsfischerei in der Nordsee geschlossen werden musste. Damals konnten die Fischer noch auf Gewässer außerhalb der Gemeinschaft ausweichen. Dies änderte sich, als Island eine 200-Seemeilen-Zone zur ausschließlichen Wirtschaftszone erklärte und in diesem Gebiet die alleinige Ressourcennutzung beanspruchte. Auch andere Staaten wiesen daraufhin solche Zonen aus. Mittlerweile ist diese Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) im Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (UNCLOS) verankert (CZYBULKA 2001, S. 367 ff.). Auch Deutschland erhielt einen Teil der Nord- und Ostsee als AWZ. Für die EU hatte die Schaffung der Ausschließlichen Wirtschaftszonen zur Folge, dass Fangrechte in den ertragreichen Gewässern z. B. Nordamerikas gekauft werden mussten, da rund 95 % der kommerziell nutzbaren Fischbestände in diesen Zonen vorkommen und andernfalls noch wesentlich drastischere Kapazitätsreduktionen notwendig geworden wären. Daran hat sich bis heute nichts geändert. Nicht nur durch diese Zahlungen für den Erwerb von Fangrechten gehört die EU weltweit zu den größten Gebern von Subventionen im Fischereibereich. Derzeit fließen an Subventionen ca. 700 Mio. Euro pro Jahr an die europäische Fischerei (MYERS und KENT, 2001, S. 157; MILAZZO, 1998). Der Gesamterlös der Anlandungen in den EU-Mitgliedstaaten belief sich 1995 demgegenüber auf gerade 7,5 Mrd. Ecu.

746. Durch die Ausweisung der Ausschließlichen Wirtschaftszone weiteten sich die Gebiete aus, für die die EU verantwortlich ist. Die Fischerei bekam auf diese Weise für die EU einen größeren Stellenwert, was sich auch durch die Einrichtung einer eigenständigen Generaldirektion ausdrückte (DG 14). An der Grundstrategie der Investitionsförderung änderte sich zunächst nichts, jedoch wurden parallel erste Programme zur Reduktion der Fangkapazitäten eingeführt. Dieses Nebeneinander führte aber nicht zum gewünschten Ergebnis, sondern zu einem weiterhin steigenden Fischereiaufwand. Zu unterscheiden ist zwischen der offiziell angerechneten Fangkapazität als einer technischen Größe – diese wird meist in installierter Motorleistung (KW) oder Bruttoregistertonnen angegeben – und dem so genannten Fangaufwand, d. h. dem realen Fangpotenzial, das über der offiziellen Kapazität liegen kann. So kann z. B. durch die Installation von neuer Ortungstechnik oder die Nutzung von drei statt zwei Schleppnetzen u. Ä. bei gleicher offizieller Kapazität das tatsächliche Fangpotenzial erhöht werden.

747. Die Gemeinschaft beschloss als Hauptstrategie zum Schutz der Bestände und zur Begrenzung des Fangaufwandes die Festlegung von Fangquoten, die nach einem wissenschaftlich begründeten Vorschlag durch den Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) im Fischereiministerrat festgelegt werden. Seit Jahren werden die Fangquoten aufgrund zurückgehender Fischbestände gesenkt, wenngleich bei weitem nicht so dramatisch, wie es erforderlich wäre, um die Bestände langfristig wieder aufzubauen (Europäische Kommission, 2001a; DÖRING, 2001, S. 102). Zu den Fangquoten kommen technische Maßnahmen, um z. B. den Mitfang von Jungfischen durch den Einsatz ausreichend großer Maschenweiten zu vermeiden.

Die weiterhin überhöhten Fangquoten hängen damit zusammen, dass die Flotte der EU-Mitgliedstaaten nach wie vor zu groß ist. Die bisherigen Flottenreduktionsprogramme haben nicht zu ausreichenden Erfolgen geführt. Die Fangkapazitäten der EU-Fischereiflotte sind nach Berechnungen der EU-Kommission etwa 40 % höher als zur nachhaltigen Nutzung der Bestände notwendig wäre (Europäische Kommission, 2001a, S. 14).

748. Im März 2001 wurde nun das erwähnte Grünbuch zur EU-Fischereipolitik vorgelegt, auf das sich die folgenden Darstellungen im Wesentlichen beziehen. Der Umweltrat sieht das Grünbuch als einen ersten konzeptionellen Schritt, um die Entwicklung der Fischerei in Richtung einer nachhaltigen Nutzung der Ressourcen zu steuern. Im Oktober 2001 stellte das BMVEL in einem Grundsatzpapier seine Position zur Fischereipolitik vor. Da dieses Papier die Aussagen des Grünbuchs in weiten

Teilen unterstützt, werden im Folgenden primär die abweichenden Positionen des BMVEL zum Grünbuch dargestellt. Im Grünbuch werden vor allem die Kernprobleme der Bestandserhaltung der Fischbestände, der Einbeziehung sonstiger ökologischer Aspekte und der Flottenstruktur behandelt (Europäische Kommission, 2001b).

3.2.5.2.1 Bestandserhaltung

749. Der Internationale Rat für Meeresforschung schätzt, dass in den letzten 25 Jahren die Anzahl der geschlechtsreifen Rundfische, d. h. der meist am Boden lebenden Raubfische (z. B. Kabeljau und Seelachs), in den Gewässern der EU um ca. 90 % zurückgegangen ist. Viele der Bestände haben die kritische Grenze der Laicherbestandsbiomasse erreicht, bei der mit hoher Wahrscheinlichkeit die Nachhaltigkeit der Nutzung nicht mehr gesichert ist (Europäische Kommission, 2001b). Gleichzeitig nahmen die Bestände der im Freiwasser lebenden Arten (hierzu zählen z. B. Makrelen, Sprotten oder Heringe) zu. Einige dieser Bestände sowie weitere Bestände vor allem sehr kleiner Fischarten (z. B. Sandaale) wurden nun verstärkt für die so genannte Industriefischerei freigegeben. Die Industriefischerei wird häufig auch als Gammelfischerei bezeichnet und ist nicht mit einer „industriellen Fischerei“ mit großen Fangfahrzeugen zu verwechseln. Die Fänge in der Industriefischerei werden nur zu Fischmehl verarbeitet, das vor allem in der Lachszucht eingesetzt wird. Dabei wird mit sehr engen Netzen gefischt, was zu teilweise hohem unerwünschten Beifang führt. Man fischt einerseits die Raubfischarten, die für die menschliche Ernährung besonders begehrt sind, andererseits deren Beutearten (zum Problem des Eingriffs in die Nahrungsketten PAULY et al., 1998). Neben dem zu hohen Fangaufwand in Bezug auf die Raubfische dürfte die ebenfalls starke Befischung der Nahrungsgrundlagen ein weiterer Grund für deren schlechte Bestandssituation sein. Man wird sich deshalb in Zukunft entscheiden müssen, welche Fischerei betrieben werden soll. Hier ist der Fang auch von teilweise in der Industriefischerei genutzten Arten für die menschliche Ernährung eindeutig vorzuziehen, da zur Erzeugung von einem Kilo Lachsfleisch mehrere Kilo Industriefisch notwendig sind. Deshalb ist zu begrüßen, dass die Bundesregierung sich auf europäischer Ebene für eine Einschränkung der Industriefischerei einsetzt (BMVEL, 2001f).

Die bisherige Politik zur Erhaltung der Bestände muss als gescheitert angesehen werden. Zu der unnötig hohen fischereilich verursachten Sterblichkeit des Laicherbestandes kommt ein zu großer Fang an Jungfischen hinzu. Die heute eingesetzte Fangtechnik ist nicht selektiv genug, um einen Mitfang zu kleiner Exemplare zu vermeiden. Daher werden viele Individuen gefangen, ehe sie einmal gelaicht haben. Dem wird durch die Festlegung der Mindestanlandgrößen entgegenzuwirken versucht. Werden Exemplare unterhalb der Mindestanlandgröße mitgefangen, müssen sie wieder ins Meer zurückgeworfen werden (so genannte Rückwürfe). Dies überleben jedoch die meisten Jungfische nicht.

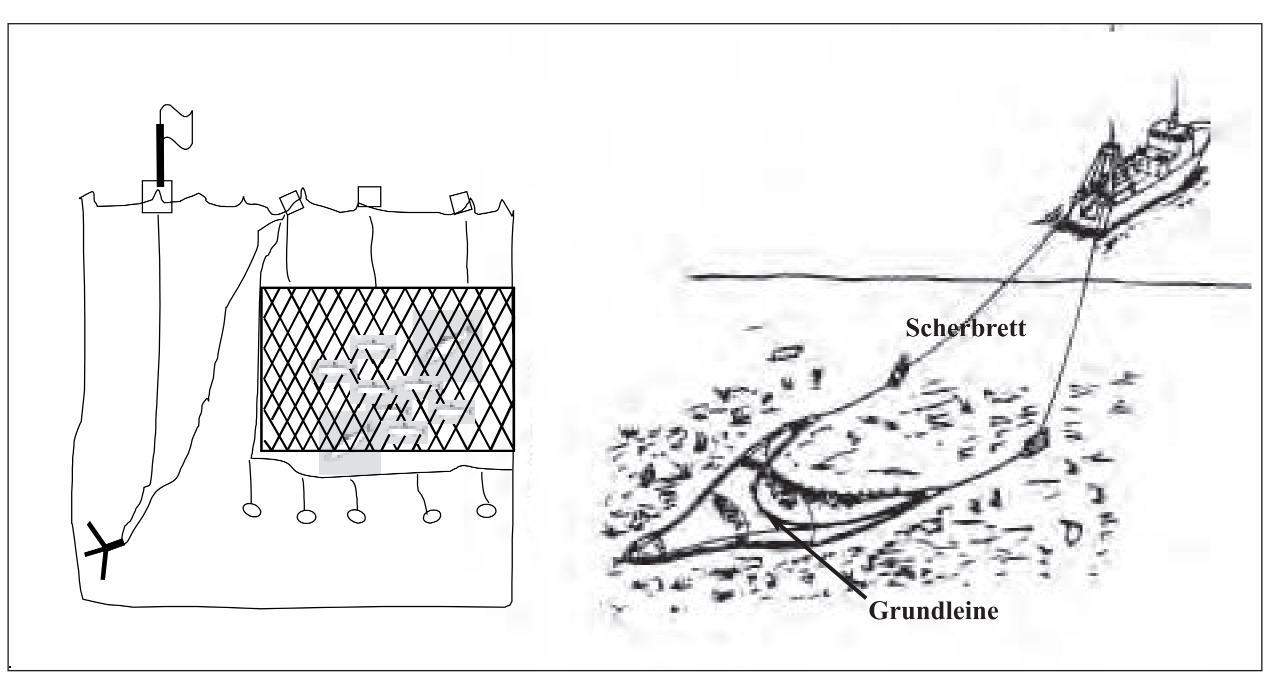
750. Eine der Kernforderungen der EU in bisherigen internationalen Verhandlungen zur Fischereipolitik (z. B. bei der 7. Jahrestagung der Commission on Sustainable Development in New York 1999; DÖRING, 1999) war die Etablierung des „ökosystemaren“ Ansatzes im Fischereimanagement. Dieser Ansatz zielt darauf, dass das Bestandsmanagement stärker auf die Rolle der einzelnen Bestände im komplexen Beziehungsgeflecht mariner Ökosysteme ausgerichtet wird. Die bisher verfolgte Strategie der Bewirtschaftung eines einzelnen Bestandes würde dann zugunsten eines Mehrarten-Ansatzes geändert. In vielen Fischereien auf Grundfischarten (z. B. Kabeljau oder Seelachs) wird nicht nur der Bestand einer Art, sondern es werden mehrere Arten gleichzeitig befischt. Das gemeinsame Vorkommen vieler Fischarten mit ähnlichen Lebensraumanforderungen und das eingesetzte nichtselektive Fanggerät lassen oft keine separate Bewirtschaftung zu. Der Vorteil für die Fischer bei einem Mehrarten-Management läge in der Möglichkeit der Anlandung vieler Arten. Heute fehlen den Fischern dafür häufig die benötigten Quoten, sodass die Arten, für die keine Quote zugewiesen ist, zurückgeworfen werden müssen. Der Mehrartenansatz wird auch von der Bundesregierung unterstützt (BMVEL, 2001f). Aus ökonomischer Sicht wäre zur Erhöhung der Planungssicherheit darüber hinaus ein Management mit einer Festlegung von Fangquoten über mehrere Jahre wünschenswert. Bei der derzeitigen kritischen Situation vieler Bestände ist dies nicht sinnvoll, da zunächst starke, auch zeitlich eng definierte Einschränkungen für die Fischerei notwendig sind. Sollte der Fischereiaufwand in der Zukunft an die vorhandenen Ressourcen angepasst sein und der Einsatz einer hoch selektiven Fangtechnik erfolgen, wäre die Implementation eines Mehr-Arten-Ansatzes aber als Übergangslösung durchaus vorstellbar. Langfristig sollte eine „optimale“ Fangkapazität angestrebt werden, die auch solche flexibilisierten Regulierungen überflüssig macht.

3.2.5.2.2 Fangmethoden

751. Zu den im Grünbuch angesprochenen Problemen gehören auch kontraproduktive Effekte des gegenwärtigen Quotensystems und Schäden durch die eingesetzten Fangmethoden. Neben zu kleinen Exemplaren der Zielart fangen die Fischer heute zu viele ungewollte Fischarten, Meeressäuger und Vögel mit. Wenn die Fischer für bestimmte zufällig mitgefangene Arten keine Quote haben, ist die konkrete Anlandung auch dann unzulässig, wenn es sich um Arten handelt, die im Prinzip angelandet werden können. Es müssen dann wertvolle Fische wieder ins Meer zurückgeworfen werden, wobei die Überlebensrate häufig gering ist. Des Weiteren verursachen bestimmte Fangmethoden große Schäden am Meeresboden, da durch sie z. B. der Meeresboden zum Fang von Plattfischen regelrecht umgepflügt wird. Dies geschieht in Teilen der südlichen Nordsee bis zu dreimal pro Jahr. Auch in der Grundfischfischerei werden durch den Einsatz schwerer Grundschleppnetze Lebensräume am Meeresboden zerstört (Abbildung 3.2.5-3).

Abbildung 3.2.5-3

Stellnetz und Grundschleppnetz



Quelle: DÖRING, 2001, S. 139 und 142

Das Grünbuch stellt vor diesem Hintergrund fest, dass in Zukunft schonendere Fangmethoden eingesetzt werden sollen, die sowohl die negativen Auswirkungen auf die Meeresökosysteme minimieren als auch einen Beitrag zum Bestandsschutz leisten können. Es gibt allerdings keine Fangtechnik, deren ökologische Verträglichkeit prinzipiell unabhängig vom Einsatzort festgestellt werden kann (s. Tabelle 3.2.5-2). Während z. B. die Stellnetzfischerei auf Hering vor der Insel Rügen als ökologisch verträglich gilt, ist sie für andere Gebiete wegen erheblicher Beifänge von Vögeln (z. B. um die Insel Fehmarn) oder Meeressäugern unter ökologischen Gesichtspunkten weniger geeignet (DÖRING, 2001, S. 137 ff.).

Tabelle 3.2.5-2

Ökologische Verträglichkeit von Fanggeräten am Beispiel von Stell- und Grundschleppnetz

	Stellnetz	Grundschleppnetz
Beifang Jungfische/ andere Fischarten	Allgemein gering – Wahl des Fangplatzes entscheidend. Fische müssen ins Netz hineinschwimmen – Selektivität des Netzes sehr hoch. Schonung des Nachwuchses	Die schweren Scheuchketten bewirken Mitfang nahezu aller Arten in Bodennähe. Es gibt zwar Sortiergitter und andere Selektionseinrichtungen, aber gewisser Beifang ist nicht zu vermeiden. Der Mitfang zu kleiner Exemplare der Zielart wird durch Mindestmaschenweiten reguliert.
Beifang Vögel und Meeressäuger	Hängt von Jahreszeit und Wahl des Fangplatzes ab	Kein Problem, da Fischerei in küstenfernen Gebieten
Auswirkungen auf das übrige Ökosystem	Sehr gering, da das Stellnetz stationär vor Ort nur mit zwei Ankern am Boden befestigt wird.	Sehr negative Auswirkungen. Große Zerstörungen im Ökosystem der nördlichen Korallen. Der Meeresboden wird eingeebnet und verliert strukturelle Vielfalt.
Treibstoffverbrauch	Sehr gering, unter 0,1 kg Kraftstoff pro kg Fisch	Sehr hoch. Es wird von einem Verhältnis von 1:1 und mehr ausgegangen.

Quelle: DÖRING, 2001, S. 148 f., verändert

Grundschleppnetze, die mit erheblicher Geschwindigkeit durchs Wasser gezogen werden, gehören zu den aktiven Fangtechniken, zu denen daneben auch Ringwaden, Schleppnetze im Freiwasser und Treibnetze zählen. Grundsätzlich sind passive Fanggeräte wie das Stellnetz zur Bewirtschaftung der Bestände günstiger, da sie die Mindestanlandegrößen besser garantieren, kaum Schäden am Meeresboden verursachen und ihr Einsatz weniger Betriebsmittel erfordert. Zu den passiven Fanggeräten gehören auch Reusen (fallenartige Fanggeräte) und Langleinen (lange Schnüre mit vielen Angelhaken). Sie werden in der Regel durch die kleine Küstenfischerei eingesetzt. Die Fischer sind hier durch ihre Bindung an die Küstennähe von den Fischbeständen in einem bestimmten Gebiet abhängig. Sie gehen daher üblicherweise wesentlich schonender als die nicht küstengebundene Fischerei mit den Beständen um. Aus diesem Grund hat die EU-Kommission im Grünbuch vorgeschlagen, die kleine Küstenfischerei in der Zukunft besonders zu fördern.

3.2.5.2.3 Strukturpolitik

752. Die Förderpolitik in der Fischerei unterscheidet sich von der Praxis im Agrarsektor vor allem dadurch, dass es praktisch keine Preisstützung gibt und die Fischer keine den Flächen- bzw. Tierprämien vergleichbare Förderung allein für das Ausüben der Fischerei bekommen. Mithilfe der verfügbaren Fördermittel wurde zunächst einseitig die Modernisierung bzw. Neubeschaffung moderner und damit effizienterer Fangfahrzeuge ermöglicht. Nachdem klar wurde, dass dies zu Überkapazitäten und zur Übernutzung der Ressourcen führt, kamen Maßnahmen zur Reduktion der Kapazitäten hinzu. Die EU-Kommission geht dabei von einer Art „EU-Flotte“ aus, die in verschiedene Segmente unterteilt ist. Innerhalb dieser Segmente wiederum müssen bestimmte Reduktionsverpflichtungen durch die Mitgliedsländer erfüllt werden. Deutschland hat diese Reduktionen weitestgehend vorgenommen. In einem einzelnen Segment, unter das in Deutschland die Krabbenkutter fallen, konnte aber die vorgeschriebene Reduktion nicht erreicht werden. Deshalb droht jetzt ein Stopp aller Fördermittel für die nächsten Jahre.

753. Das Vorgehen der Kommission ist hier insgesamt unangemessen. Die Flotten der einzelnen Mitgliedstaaten sind sehr unterschiedlich strukturiert. Die Verteilung der Fangquoten auf die jeweiligen Länder ist darauf nicht abgestimmt. Durch das geltende Prinzip der relativen Stabilität der Fangquoten erhält jedes Land einen bestimmten Prozentsatz der festgelegten Gesamtquote. Hierzu zählen dann auch die zugekauften Fangrechte vor der Küste anderer Staaten. So nutzte und nutzt z. B. die spanische Flotte auch die Fanggründe vor Marokko und Mauretanien. Das Verteilungsschema der Kapazitätsreduktionsprogramme kann dazu führen, dass Flotten weiter schrumpfen müssen, obwohl sie an die vorhandenen Fangmöglichkeiten angepasst sind. Für Deutschland wird inzwischen angenommen, dass sich die Flotte an die vorhandene Ressourcenbasis bzw. an den Anteil an den Fangquoten angepasst hat und daher nicht als zu groß gelten kann (zur Position des Deutschen Fischereiverbandes hierzu siehe FISCHER, 2001). Bei weiteren Reduktionsverpflichtungen würde sie sich auf eine in ökonomischer Hinsicht kritische untere Grenze zubewegen. Einerseits gibt es durch die Kapazitätsverordnungen kaum noch Möglichkeiten der Modernisierung, andererseits droht durch die immer kleiner werdende Flotte die notwendige Infrastruktur (Häfen, Netzherstellungsbetriebe usw.) verloren zu gehen. Dies könnte im Extremfall zum fast völligen Verschwinden der Fischerei in den Küstengewässern führen.

754. Die dauerhaft umweltgerechte Nutzung küstennaher Ressourcen sollte ein vorrangiges Ziel der Fischereipolitik sein. Das Positionspapier der Bundesregierung ist in diesem Punkt nicht eindeutig (BMVEL, 2001f). Dort werden nur allgemein die Überkapazitäten der Flotte problematisiert, so als wäre auch die deutsche Fangflotte noch bei weitem zu groß. Eine weitere Modernisierungsförderung soll erst erfolgen, wenn diese Überkapazitäten reduziert sind (s. Tabelle 3.2.5-3 zur Struktur und zum Alter der deutschen Fischereiflotte). Dies soll offenbar auch die kleine Küstenfischerei betreffen. Für die bestehenden Überkapazitäten ist aber, wie auch das Grünbuch der EU hervorhebt, nicht die kleine Küstenfischerei verantwortlich. Maßnahmen zur Reduzierung der Überkapazitäten u. a. in der großen Hochseefischerei sollten deshalb so konzipiert sein, dass sie nicht auch die eigentlich förderungswürdige Küstenfischerei betreffen.

Tabelle 3.2.5-3

Die deutsche Fischereiflotte im Jahr 2000

	Anzahl der Fahrzeuge	Alter der Fahrzeuge in Jahren (Durchschnitt, gerundet)
Kleine Küstenfischerei	1 777 (< 12 m)	22,7
Fahrzeuge mit passivem Fanggerät	26 (> 12 m)	41,2
Kutterflotte über 12 m Fahrzeuglänge, Nord- und Ostsee	446	18,6–33
Große Hochseefischerei	12	~ 12

Quelle: WOLFF, 2000, verändert

755. Die Küstenfischerei ist tendenziell umweltverträglich (Tz. 751) und erhöht die Attraktivität der Küstenregion als Urlaubsort. Die Strukturpolitik sollte sie daher weiterhin und intensiver als bisher unterstützen. Für die größeren Fahrzeuge der Küstenflotte (kleine Hochseefischerei), die Plattfische und Rundfische fangen, sollte die Einführung eines selektiveren Schleppnetzes gefördert werden, um negative externe Effekte auf das übrige Ökosystem zu minimieren. Selektivere Netze würden einen geringeren Fangaufwand bei gleich bleibender Fangkapazität ermöglichen. Wünschenswert wären Wiederaufbauprogramme für überfischte Bestände. Eine Modellrechnung der Bundesforschungsanstalt für Fischerei bezüglich der Dorschfischerei in der Ostsee geht vom Einsatz eines selektiveren Netzes aus. Nach den Berechnungen müsste für eine Periode von 4 Jahren mit eingeschränkten Fängen gerechnet werden (ERNST et al., 2000, S. 22). Mit dem neuen Netz können nur sehr große Dorsche gefangen werden, von denen es derzeit aber nur noch sehr wenige gibt. Im Laufe der Zeit würde ihre Zahl aber wieder deutlich zunehmen, und es wäre garantiert, dass nur Tiere gefangen werden, die mindestens einmal gelaicht haben. Auf die Dauer würden die Betriebe voraussichtlich mit dem für alle obligatorischen, selektiveren Netz die Bestände nachhaltig nutzen können. Eine Förderung der Betriebe während der Umstellungszeit wäre angesichts der schwierigen ökonomischen Situation der Fischereiflotte in Deutschland eine unabdingbare Investition in Naturkapital (vgl. Tz. 21).

756. Das ursprüngliche Ziel, den Fischern Teilhabe an der allgemeinen Einkommensentwicklung zu sichern, ist nur bedingt erreicht worden. Die Fischer in der DDR waren hoch subventioniert worden, sodass sie ein relativ hohes Einkommen realisieren konnten. Dies hat sich mit der Wiedervereinigung geändert. Die allgemeine – im Verhältnis zwischen Ost und West inzwischen weitgehend angeglichene – wirtschaftliche Lage im Fischereibereich kann am Beispiel des Jahres 1999 illustriert werden. Verluste machten 1 % der Betriebe im Testbetriebsnetz. Etwa 21 % der Betriebe haben bei etwa zwei nichtentlohnten Arbeitskräften pro Unternehmen (inkl. Subventionen) einen durchschnittlichen Gewinn von 60 000 DM oder darunter, 28 % der Betriebe liegen zwischen 60 000 DM und 120 000 DM und die restlichen 50 % liegen darüber (Agrarbericht 2001). Zu dieser letzteren Gruppe gehört die große Hochseefischerei, zur untersten Einkommensgruppe (bis 60 000 DM) ist die kleine Küstenfischerei zu rechnen.

Gerade die besonders umweltschonende Küstenfischerei liegt demnach am unteren Ende der Einkommensskala und ist in ihrem Fortbestand ernsthaft gefährdet. Das feststellbare Missverhältnis von Einkommensentwicklung und Beitrag zur Umweltbelastung bzw. Umweltschonung ist nicht zuletzt durch die bisherige Förderpolitik bedingt. Diese hat sich im Sinne der Ertragssteigerung ausgewirkt, schonende Fangmethoden dagegen nicht honoriert. Der Umweltrat empfiehlt, die Vergabe von Fördermitteln in Deutschland in Zukunft an die Verwendung ökologisch verträglicherer Fangtechnik zu knüpfen und verstärkt in die Vermarktung schonend gefangenen Fisches zu investieren. Dies könnte teilweise auch, ähnlich wie beim Vertragsnaturschutz, im Vereinbarungswege geschehen.

Der Umweltrat unterstützt im Übrigen die Ausführungen im Grundsatzpapier des BMVEL zur notwendigen Verbesserung der Kontrollen auf See und bei der Anlandung sowie zur erforderlichen Verbesserung der Datengrundlagen für die Einführung des ökosystemaren Ansatzes. Dringend erforderlich ist darüber hinaus die Einführung eines EU-weit einheitlichen Sanktionssystems für Verstöße gegen die gemeinschaftlichen Fischereiregeln (so auch BMVEL, 2001 f.).

3.2.5.2.4 Schlussfolgerungen

757. Das Grünbuch der EU-Kommission zur Fischereipolitik zeigt, dass die Fischerei in der EU nicht nachhaltig betrieben wird. Entschiedene Maßnahmen zur Reduktion des Fangaufwandes – d. h. der mit den Fangkapazitäten im Rechtssinne nicht identischen tatsächlichen Fangkapazitäten – sind erforderlich. Die erforderlichen Reduktionen sollten bei den jeweiligen nationalen Flotten ansetzen. Nach einer Erholung der Bestände muss geprüft werden, ob die Fangflotte des jeweiligen Landes noch eine Überkapazität aufweist. Deutschland hat bereits sehr entschiedene Maßnahmen zur Reduktion der Kapazitäten ergriffen. Eine weitere Reduktion wäre mit der Gefahr eines Zusammenbruchs der Infrastruktur verbunden.

Für einzelne Bestände müssen zusätzliche Erhaltungsmaßnahmen getroffen werden. Hierzu gehören sowohl Wiederaufbauprogramme als auch Vorgaben für den Einsatz selektiverer Fangtechnik, durch die der Mitfang zu kleiner Individuen der Zielart vermieden wird. Ausgeschlossen werden sollte außerdem der Einsatz von Fanggeräten, die Schäden am Meeresboden hervorrufen (Einebnung von Strukturelementen, Zerstörung der Pflanzendecke usw.). Die kleine Küstenfischerei erfüllt durch den Einsatz vor allem von passiven Fanggeräten diese Vorgaben schon weitestgehend. Spezielle Förderprogramme, die dem Vertragsnaturschutz vergleichbar ausgestaltet werden könnten, würden es ermöglichen, die arbeitsplatzintensive Küstenfischerei, die zusätzlich eine touristische Attraktion für die Küstenländer darstellt, bei Beibehaltung ihrer ökologisch verträglicheren Nutzungsform zu erhalten. Als Modellvorhaben hierfür käme die Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns, insbesondere die Heringsfischerei mit passiven Fanggeräten, infrage.

4 Aktuelle Probleme und Zukunftsentwicklungen in der Abfallentsorgung

4.1 Probleme und Ziele der Verwertungswirtschaft

4.1.1 Gewandelte abfallwirtschaftliche Lage

758. Die Situation der Abfallwirtschaft hat sich im zurückliegenden Jahrzehnt vollkommen gewandelt. Ende der Achtziger-, Anfang der Neunzigerjahre führte vor allem die Knappheit der Beseitigungskapazitäten dazu, dass man sich auf – auch ökologische – Vorzüge der Abfallverwertung besann. Dies führte zunächst zu Rechtsänderungen und Rechtsauslegungen, die bis dahin verschlossene oder rechtlich umstrittene Verwertungswege wie die thermische Nutzung von Abfällen in Industrieanlagen und die Nutzung als Bergversatzmaterial öffneten. Mit dem 1994 beschlossenen und im Wesentlichen im Oktober 1996 in Kraft getretenen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz wurde das frühere Abfallgesetz nicht nur dem Namen nach der neuen Philosophie angepasst und die wirtschaftlich zumutbare Verwertung von Abfällen zur allgemeinen, anlagenunabhängig geltenden Rechtspflicht gemacht (§ 5 Abs. 2 Satz 1, Abs. 4 Satz 1 KrW-/AbfG). Hinzu kommen verwertungsorientierte verordnungsrechtliche Regelungen für verschiedene Abfallfraktionen (Tz. 782).

759. Der wichtigste Anstoß für die tatsächliche Verlagerung großer Abfallströme von der Beseitigungs- auf die Verwertungsschiene ging und geht aber nicht von diesen Rechtsänderungen aus, sondern von den – ihrerseits zu einem wesentlichen Teil rechtlich determinierten – wirtschaftlichen Rahmenbedingungen. Jede Verwertung ist wirtschaftlich interessant, wenn sie weniger kostet als die Beseitigung. Hohe und dementsprechend kostspielige Umweltstandards für die Abfallbeseitigung steigern daher die wirtschaftliche Attraktivität der Verwertung. Diese seit Jahren hohe wirtschaftliche Attraktivität der Verwertung beruht vor allem auf regional und international unterschiedlichen Kosten der Abfallentsorgung.

Die weitaus wichtigste Rolle spielen dabei gegenwärtig die innerdeutschen Unterschiede in den Entsorgungspreisen. Diese beruhen vor allem darauf, dass die Anforderungen der Technischen Anleitung (TA) Siedlungsabfall in Bezug auf Deponiestandards und Abfallvorbehandlung bislang nur eingeschränkt gelten und nur eingeschränkt beachtet werden. Die TA Siedlungsabfall hat, da ihre strengen Standards nicht von einem Tag auf den anderen umsetzbar waren, mit Sonderregelungen und Ausnahmebestimmungen den fortgesetzten Betrieb von Niedrigstandard-Deponien und, bei fehlenden Vorbehandlungskapazitäten, die weitere Ablagerung unvorbehandelter Abfälle ermöglicht (TASi Nrn. 11 und 12). In der Praxis werden außerdem von den Regelungen der TA Siedlungsabfall nicht gedeckte Ausnahmen zugelassen (Tz. 995; s. auch WEIDEMANN 2000a, S. 808); die abfallwirtschaftlichen Folgeprobleme der Billigentsorgungsmöglichkeiten, über die in den Ländern heute geklagt wird, sind insofern partiell selbstverschuldet. Die am 1. März 2001 in Kraft getretene Abfallablagerungsverordnung setzt für die fortdauernden Abweichungen von den eigentlich maßgeblichen Standards nun definitive rechtsverbindliche Grenzen. Die Ablagerung von Siedlungsabfällen und gleichartig zu entsorgenden Abfällen auf Deponien, die nicht den technischen Auslegungsstandards der TA Siedlungsabfall entsprechen, kann nur noch bis längstens zum 31. Mai 2005 zugelassen werden. Für Deponien, die einzelne standortbezogene Anforderungen der TA Siedlungsabfall nicht erfüllen, technisch aber TASi-konform ausgerüstet sind, ist der 15. Juli 2009 der entsprechende Stichtag (s. § 6 Abs. 2 AbfAblV). Ausnahmegenehmigungen für die Ablagerung von Abfällen, die nicht den geltenden Standards entsprechend vorbehandelt sind, können nur noch mit Befristung bis längstens 31. Mai 2005 erteilt werden; auch die Gültigkeit der nach der TA Siedlungsabfall erteilten Ausnahmegenehmigungen endet spätestens zu diesem Termin (§ 6 Abs. 1 Nr. 1 und Abs. 4 AbfAblV).

760. Bis zu diesen Terminen wird es dabei bleiben, dass Abfälle innerhalb Deutschlands zum einen Teil in Hochstandard-Anlagen thermisch vorbehandelt und/oder auf Hochstandard-Anlagen deponiert, zum anderen, bislang weitaus größeren Teil aber unvorbehandelt und/oder auf Deponien abgelagert werden, die nicht den Standards der TA Siedlungsabfall entsprechen. Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle werden in Deutschland derzeit noch überwiegend unvorbehandelt abgelagert (Tab. 4.1-1). Vor allem in den neuen Bundesländern ist eine Vorbehandlung von Siedlungsabfällen vor der Deponierung noch immer die Ausnahme. Von 61 in Deutschland betriebenen Anlagen zur thermischen Behandlung von Rest-Siedlungsabfällen steht nur eine – die Vergasungsanlage Schwarze Pumpe – in den neuen Bundesländern (Tz. 1104); nach Erhebungen des Umweltbundesamtes befinden sich allerdings acht weitere in fortgeschrittenem Planungsstadium (UBA, 2001a, S. 78 f.; UBA, 2001b, S. 17 ff. und S. 55 f.).

Tabelle 4.1-1

Vorbehandlung von Restabfällen in Deutschland 1998 (Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle)

Thermische Vorbehandlung	Mechanisch-biologische Vorbehandlung	Unvorbehandelte Ablagerung
ca. 12 Mio. Mg	ca. 2 Mio. Mg	ca. 16 Mio. Mg

Quelle: UBA, 2001a, S. 81

761. Von den 376 derzeit in Deutschland betriebenen Hausmülldeponien (Anzahl nach UBA, 2001a, S. 82) entspricht nur ein nicht näher bezifferbarer Teil den Standards der TA Siedlungsabfall (SEIDEL, 2000, S. 63 ff.; Tz. 1075). Deponien, die diesen Standards nicht entsprechen, können naturgemäß günstigere Preise bieten als Anlagen, die dem Stand der Technik entsprechen. Das absehbare Ende der Nutzbarkeit nicht TASi-konformer Deponien und der Deponierbarkeit unvorbehandelter Abfälle veranlasst die betreffenden kommunalen Entsorgungsträger außerdem, durch Niedrigpreise die möglichst weitgehende Verfüllung ihrer Deponien mit nicht vorbehandelten Abfällen bis zum relevanten Stichtag zu forcieren. Tabelle 4.1-2 zeigt länderspezifische Unterschiede in den Preisen für die Deponierung von Siedlungsabfällen innerhalb Deutschlands (zu den Grenzen der Aussagefähigkeit dieser Tabelle s. Tz. 762).

Die innerhalb der einzelnen Länder bestehenden Preisspannen beruhen unter anderem darauf, dass die Deponierung gewerblicher Abfälle und die Deponierung von Hausmüll, den einzelne entsorgungspflichtige Körperschaften nicht in eigenen Anlagen unterbringen können, auf dem Entsorgungsmarkt zu Preisen gehandelt werden, die erheblich unter den entsprechenden vom Bürger für Haushaltsabfälle zu entrichtenden Gebührenanteilen liegen. Hinsichtlich des Gewerbeabfalls ist dies eine Folge der für verwertbare Gewerbeabfälle bestehenden weit gehenden Bewegungsfreiheit, die es dem Abfallbesitzer erlaubt, den Entsorgungsort unter Kostengesichtspunkten auszuwählen (dazu noch Tz. 767). Neben solchen Mobilitätsunterschieden spiegeln sich in den Preisdifferenzen, die die unten stehende Tabelle ausweist, auch die Unterschiede in den faktischen Deponiestandards. Deutlich zeigt sich beispielsweise der durchschnittlich niedrigere Standard der Deponien in den neuen Bundesländern in den dort besonders niedrigen durchschnittlichen Deponierungspreisen (s. für diesen Zusammenhang auch BEHRENS und v. MAYDELL ,1998, S. 7–1, 8–5 f.).

762. Die tatsächlichen Preise sind allerdings durch Befragungen kaum ganz verlässlich zu ermitteln. Der Markt für Entsorgungsleistungen ist hart umkämpft. Die daraus resultierenden Niedrigstpreise werden ungern publik gemacht. Der Preisverfall soll nicht durch Bekanntmachung noch weiter beschleunigt werden, die politisch brisanten und rechtsstreitträchtigen Unterschiede zwischen den vom Gebührenzahler zu entrichtenden und den frei gehandelten Preisen werden ungern publik gemacht, und Kommunen, die fremde Deponien in Anspruch nehmen, haben kein Interesse daran, durch Offenbarung der extrem niedrigen Preise, die sie dafür in manchen Fällen zahlen, offenkundig werden zu lassen, dass sie künftige Altlasten beschicken. Auch wenn die gegebenen Interessenkonstellationen keinen verlässlichen Überblick über die tatsächlichen Preise ermöglichen, kann als sicher gelten,

Tabelle 4.1-2

Entgelte und Gebühren für die Deponierung von Siedlungsabfällen in Deutschland im Jahre 2001 nach EUWID-Umfrage
in DM pro Tonne

Bundesländer	März 2001	September 2001
Baden-Württemberg	182–563	182–389
Bayern	225–447	225–447
Berlin und Brandenburg	75–161	75–160
Hamburg und Schleswig-Holstein	98–275	98–275
Hessen	145–390	140–390
Mecklenburg-Vorpommern	(60)* 121–190	(60)* 118–190
Niedersachsen und Bremen	123–291	136–291
Nordrhein-Westfalen	117–460	117–460
Saarland und Rheinland-Pfalz	130–340	130–340
Sachsen	100–200	100–200
Sachsen-Anhalt	76–244	76–244
Thüringen	90–170	90–170

* Extremwert in Klammer
(Nettoentgelte und Gebühren frei Anlage)

Quelle: EUWID, 2001, S. 14

dass die Preise teilweise noch erheblich unter den in Tabelle 4.1-2 angegebenen liegen. Im Zusammenhang mit der Erhebung, auf der die obige Tabelle beruht, teilt EUWID mit, dass in Nordrhein-Westfalen für die Deponierung von Siedlungsabfällen am Spotmarkt auch Preise unter 100 DM/Mg angeboten werden; für Hamburg und Schleswig-Holstein werden 80 DM/Mg als unterer Spotmarktpreis genannt (EUWID, 2001, S. 18). In Gesprächen mit Praktikern sind dem Umweltrat Preise bis hinunter zu DM 30/Mg für die Ablagerung unvorbehandelter Siedlungsabfälle auf Sümpfungsdeponien genannt worden.

763. Für die Beseitigung überlassungspflichtiger Abfälle auf dem Weg über kommunale Müllverbrennungsanlagen werden dagegen mehrere Hundert DM, in Extremfällen über 900 DM/Mg, fällig (s. Tabelle 4.1-3,). Solche Unterschiede bei den Beseitigungskosten schaffen einen starken Anreiz, Abfälle, von denen nur kleine Anteile für eine Verwertung in Betracht kommen, zur Verwertung vorzusehen und verwertbare Abfälle gemischt mit nicht verwertbaren anfallen zu lassen. Nach geltendem Recht bzw. gerichtlicher Auslegung des geltenden Rechts können gewerbliche Mischabfälle, von denen nur ein geringer Anteil verwertbar ist, vom Abfallerzeuger oder -besitzer als Verwertungsabfall deklariert und damit der für Beseitigungsabfälle geltenden Pflicht zur Überlassung an die jeweilige entsorgungspflichtige Körperschaft entzogen werden. Nach der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts besteht auch keine allgemeine Verpflichtung, Verwertungs- und Beseitigungsabfälle im Rahmen des Zumutbaren voneinander getrennt zu halten (Tz. 810). Den Kosten der Abfallbeseitigung am Entstehungsort kann daher ausgewichen werden, indem Abfall vermischt und die Entsorgung des Gemischs insgesamt, einschließlich der Beseitigung der unverwertbaren Abfallanteile, an kostengünstigere Standorte verlagert wird (RÜHL, 2001; REESE, 2000a, S. 103 f. m. w. N.).

Fallbeispiel

Streitfall:

Abfallbesitzer beabsichtigt Export eines Shreddergemischs aus Kabel-, Fahrzeug-, Elektro- und Elektronikschrott nach Italien. Geplant: dortige Verwertung von 15 % des Gemischs (Erlös der Verwertung dieses Anteils: mindestens 30, maximal 55,50 DM/Mg) und Deponierung der restlichen 85 %. Zuständige Abfallbehörde verlangt Überlassung des Gemischs als Beseitigungsabfall an die zuständige entsorgungspflichtige Körperschaft.

Verwaltungsgericht Stuttgart, Urt. v. 23. Februar 1999, Az. 13 K 4460/99:

Es handelt sich um Abfall zur Verwertung, folglich keine Überlassungspflicht, sondern Recht auf ungehinderten Export.

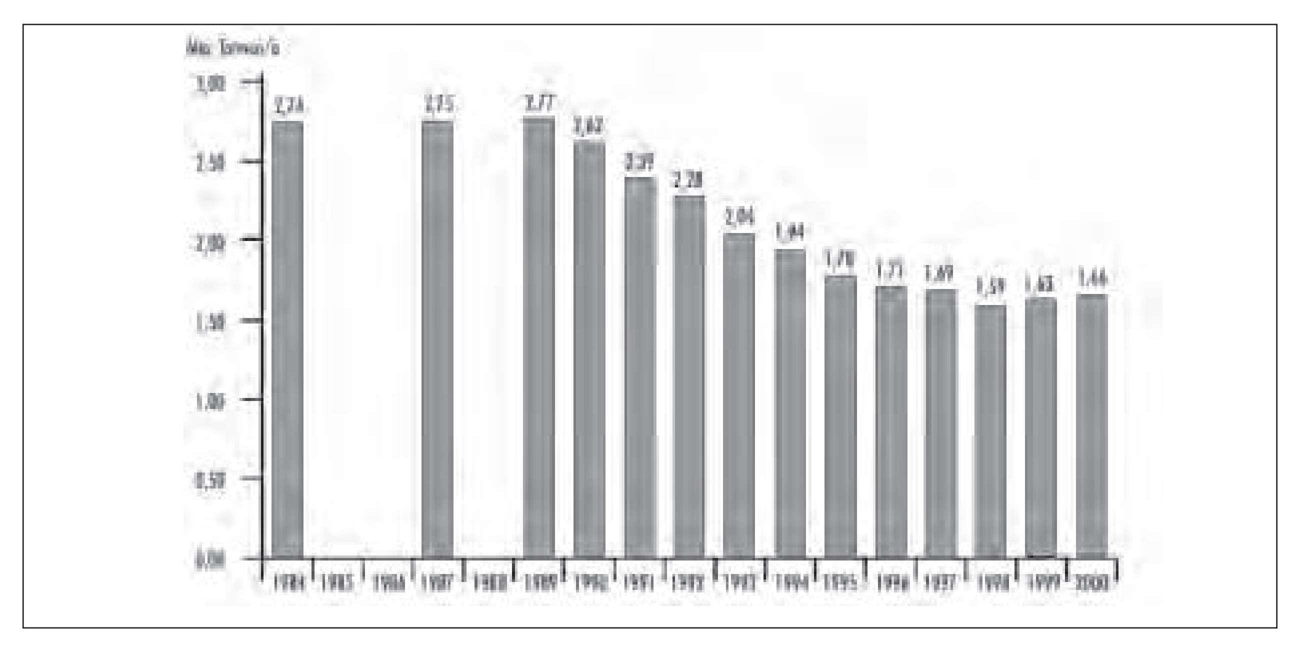
In der Berufungsinstanz im Ergebnis – allerdings gestützt auf ausschließlich europarechtliche Gründe – bestätigt durch Verwaltungsgerichtshof Baden-Württemberg, Urt. v. 24. Juli 2001, 10 S 2294/99.

764. Bei den kommunalen entsorgungspflichtigen Körperschaften ist unterdessen eine erhebliche Unterauslastung ökologisch anspruchsvoller Vorbehandlungs- und Beseitigungsanlagen zu verzeichnen. In der gegenwärtigen abfallpolitischen Diskussion werden dafür unter anderem, manchmal sogar in allererster Linie, problematische Ausweichbewegungen („Scheinverwertungen“) der eben angesprochenen Art verantwortlich gemacht. Evidenterweise lassen sich die bestehenden Unterauslastungsprobleme nicht ausschließlich auf die Umlenkung gewerblicher Abfälle in so genannte Scheinverwertungen zurückführen. Die Abfallmengen, die auf der Grundlage bestehender Überlassungspflichten den Kommunen zufließen, sind nicht nur beim Gewerbeabfall, sondern – bedingt vor allem durch die Getrennterfassung von Verpackungsmüll und anderen verwertbaren Abfallfraktionen – auch im Bereich des Hausmülls im zurückliegenden Jahrzehnt im Allgemeinen zurückgegangen. Abbildung 4.2-1 illustriert dies am Beispiel Baden-Württembergs. Besonders drastisch rückläufig ist allerdings, im Wesentlichen verwertungsbedingt, das Aufkommen an kommunal beseitigten Gewerbeabfällen (OSTHORST, 2001, S. 121, 123; LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 1999, S. 10; s. für Baden-Württemberg Abb. 4.2-2). Welche Rolle dabei neben sinnvollen Verwertungen, die zweifellos *auch* stattfinden, das problematische bloße Ausweichen an billigere Standorte mit weniger anspruchsvollen Entsorgungsanlagen („Scheinverwertung“) spielt, ist kaum zu beziffern. Schon die Abgrenzung zwischen positiv zu beurteilenden Verwertungen und bloßen Scheinverwertungen ist schwer operationalisierbar. Naturgemäß gibt es auch keine Statistik, in der Abfallbewegungen anhand dieser Abgrenzung erfasst wären. In den Kommunen, die mit einem starken Rückgang der Gewerbeabfälle konfrontiert sind, wird keineswegs durchweg die Auffassung vertreten, dass ein Umlenken zu billigeren auswärtigen Entsorgungsanlagen dabei eine nennenswerte Rolle spielt (s. z. B. OSTHORST, 2001, S. 123).

765. Immerhin gibt es aber deutliche Indizien dafür, dass von den Gewerbeabfällen, die heute nicht mehr den anspruchsvoll ausgerüsteten kommunalen Entsorgungsanlagen überlassen werden, ein beträchtlicher Teil stattdessen weniger anspruchsvolle Entsorgungswege, insbesondere auf derzeit noch als Deponien betriebene künftige Altlasten in den neuen Bundesländern, findet. Eine 1997 für die baden-württembergische Landtagsfraktion Bündnis 90/Die Grünen erstellte Analyse der Entwicklung des Gewerbeabfallaufkommens in Baden-Württemberg hat unter anderem gezeigt, dass der Rückgang der kommunal entsorgten Gewerbeabfallmengen hoch mit den jeweiligen kommunalen Entsorgungspreisen korreliert: je höher die örtlichen Deponiegebühren, desto geringer das örtliche Aufkommen an gewerblichen Beseitigungsabfällen. Zugleich lag im nächstgelegenen neuen Bundesland Thüringen trotz schlechterer Wirtschaftslage das Aufkommen an zu beseitigenden hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Baustellenabfällen je Einwohner wesentlich höher als in Baden-Württemberg und ein besonders hohes – gegenüber Kreisen mit „normalen“ Deponiepreisen um ein Vielfaches erhöhtes – Aufkommen wiesen

Abbildung 4.1-1

Aufgrund von Überlassungspflichten kommunal entsorgter Haus- und Sperrmüll Mengenentwicklung in Baden-Württemberg 1984 bis 2000*

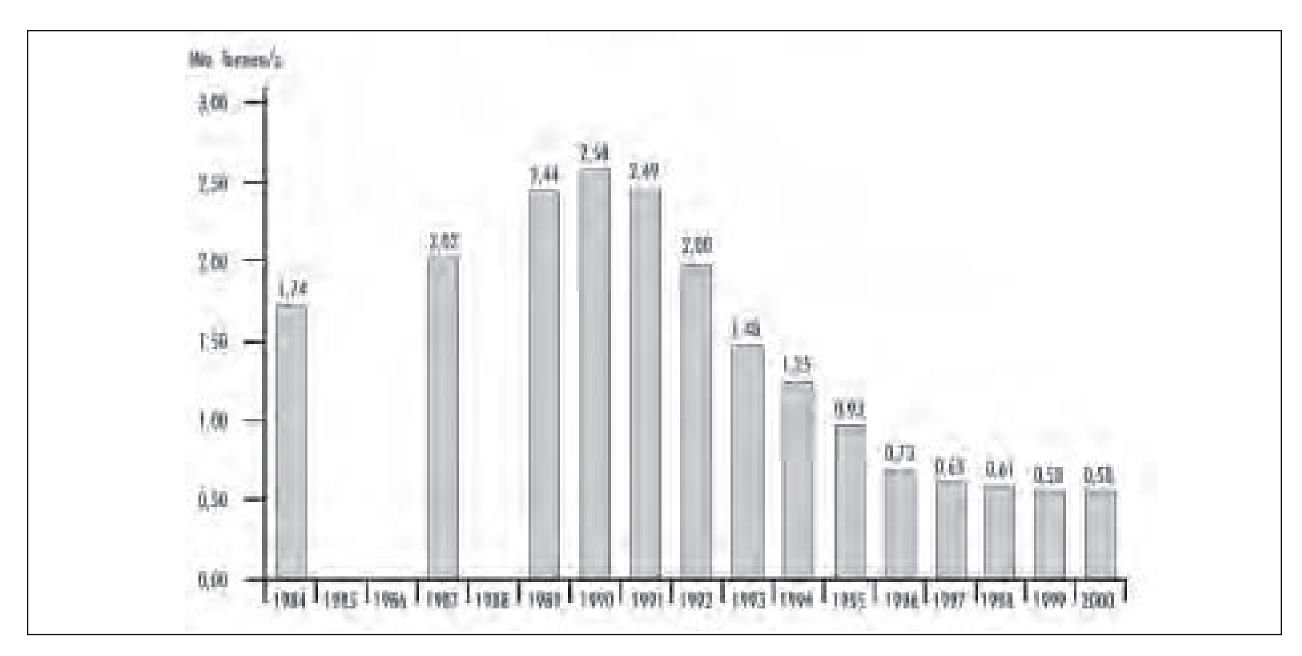


* 1984 und 1987 Daten der Erhebung über die öffentliche Abfallentsorgung der amtlichen Statistik (3-Jahresturnus), 1989 Probelauf der Abfallbilanz, ab 1990 Daten der Abfallbilanz; ohne Wertstoffe, die aus Haus- und Sperrmüll aussortiert wurden.

Quelle: Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Abfallbilanz 2000, S. 24

Abbildung 4.1-2

Aufgrund von Überlassungspflichten kommunal entsorgte Gewerbe- und Baustellenabfälle einschließlich Sortierrückstände in Baden Württemberg 1984 bis 2000*



* 1984 und 1987 Daten der Erhebung über die öffentliche Abfallentsorgung der amtlichen Statistik (3-Jahresturnus), 1989 Probelauf der Abfallbilanz, ab 1990 Daten der Abfallbilanz.

Quelle: Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Abfallbilanz 2000, S. 26

gerade die Baden-Württemberg nächstgelegenen südthüringischen Kreise mit besonders niedrigen Deponiegebühren auf (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 1999, S. 10 ff.). Angeführt wird auch das Beispiel preisgünstiger Problemdeponien wie Halle-Lochau und Leppe bei Gummersbach, die Abfälle aus ganz Deutschland in weit über das regionale Aufkommen hinausgehenden Mengen aufnehmen (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 1999, S. 19 ff., 28 ff.). Solche Beispiele sind zwar kein Beleg für den oft geäußerten Verdacht, dass es sich bei den Entsorgungsvorgängen, die nach weiter Anreise des Abfalls ihr Ende auf einer solchen Deponie finden, in einem erheblichen Ausmaß um Scheinverwertungen handelt – dass also im Vorfeld der Restabfallablagerung auf solchen Deponien eine ernst zu nehmende Verwertung gar nicht stattfindet. Immerhin machen sie aber deutlich, dass kostenbedingt gerade problematische Deponiestandorte einen aus ökologischer Sicht kontraproduktiven Verwertungsabfalltourismus auslösen.

766. Die ökonomischen Rahmenbedingungen sprechen im Übrigen für sich. Abfallerzeuger und -besitzer disponieren über ihren Abfall primär nach wirtschaftlichen Gesichtspunkten. Dass hochwertige und darum teure Entsorgungsvarianten nach Möglichkeit nicht in Anspruch genommen werden, wenn preisgünstigere zur Verfügung stehen, kann als wirtschaftliche Gesetzmäßigkeit gelten. Vorhandene preisgünstige Niedrigstandard-Entsorgungsmöglichkeiten können sich deshalb auf die Auslastung vorhandener anspruchsvoller Anlagen nur ungünstig auswirken. Geringe Auslastung wiederum führt wegen des hohen Fixkostenanteils bei diesen Anlagen zu weiter steigenden Beseitigungspreisen und damit zu weiter steigender Attraktivität der Entsorgung auf der Verwertungsschiene. Die stark gewachsene wirtschaftliche Attraktivität der Abfallverwertung begünstigt den Verwertungsweg ganz unabhängig davon, ob er im Einzelfall auch die ökologisch sinnvolle Lösung darstellt (SCHINK, 2001, S. 115).

Das „Wegbrechen“ der Gewerbeabfälle verschärft die schwierige Situation derjenigen entsorgungspflichtigen Körperschaften, die über anspruchsvolle und entsprechend kostspielige Entsorgungsanlagen verfügen. Bei den hohen Kosten, die eine Entsorgung in anspruchsvollen Entsorgungsanlagen verursacht, handelt es sich wegen der Kapitalintensität der Anlagen ganz überwiegend um Fixkosten. Die reinen Betriebskosten spielen demgegenüber eine vergleichsweise geringe Rolle. Ein Rückgang der Anlagenauslastung ist daher nicht mit proportional sinkenden Kosten verbunden. Die hohen Fixkosten der Anlage müssen daher, wenn ursprünglich eingeplante Müllmengen wegfallen, durch Umlegung auf die geringeren Müllmengen refinanziert werden, die nach wie vor kommunal entsorgt werden – konkret: im Wesentlichen durch Umlegung auf die Haushalte. Diese können, anders als die Gewerbebetriebe, aufgrund der bestehenden gesetzlichen Überlassungspflicht für Hausmüll den hohen Kosten der kommunalen Entsorgung nicht ausweichen. Das Ergebnis sind weiter steigende Hausmüllgebühren. Die Möglichkeit, Überkapazitäten bei den kommunalen Anlagen durch Umlegung der Gesamtkosten auf die Haushalte zu finanzieren, ist allerdings – mit gutem Grund – durch das geltende Gebührenrecht begrenzt (KLAGES, 2001, S. 11 f.; OEBBECKE, 2001, S. 94 ff.; QUEITSCH, 1999, S. 21 ff., jeweils m. w. N.). Sofern Überkapazitäten bestehen, die nach gebührenrechtlichen Grundsätzen nicht mehr auf die Bürger umgelegt werden dürfen, bleibt nur noch die Finanzierung aus dem allgemeinen Haushalt der Kommunen. Auch rechtlich mögliche Gebührensteigerungen sind im Übrigen den Bürgern politisch kaum noch zu vermitteln.

767. Um unter diesen Bedingungen zumindest einen Teil des Gewerbemülls zurückzugewinnen, der ihnen aus den dargestellten Gründen nicht mehr als Beseitigungsabfall zur Verfügung gestellt wird, bieten die kommunalen Verbrennungsanlagen zunehmend die „thermische Verwertung“ von Gewerbeabfällen zu Konditionen an, die mit den marktüblichen Verwertungspreisen konkurrieren können. In kommunalen Müllverbrennungsanlagen werden daher heute neben Haushaltsabfällen, die zu regulären Gebühren beseitigt werden, Gewerbeabfälle zu einem Bruchteil des Beseitigungsentgelts „thermisch verwertet“ (s. auch KAIMER und SCHADE, 2000, S. 98). Im Wesentlichen daraus ergeben sich die erheblichen Spannen zwischen Niedrigstpreisen und Höchstgebühren, die in Tabelle 4.1-3 für alle Bundesländer ausgewiesen sind, in denen entsprechende Anlagen betrieben werden. Dass daneben auch die regulären Gebührensätze für die Verbrennung recht unterschiedlich hoch sind, spiegelt sich in den unterschiedlichen Höchstwerten für die einzelnen Bundesländer wider und ist im Wesentlichen auf Unterschiede im technischen Niveau und im Alter der Verbrennungsanlagen zurückzuführen (vgl. auch BEHRENS und v. MAYDELL, 1998). Wie Tabelle 4.1-2 zu den Deponierungskosten deckt auch Tabelle 4.1-3, die die Verbrennungskosten wiedergibt, nicht das volle tatsächliche Preisspektrum ab (zu den Gründen s. Tz. 762). Von den Spotmärkten wird berichtet, dass manche Betreiber von Müllverbrennungsanlagen (MVA) die thermische Verwertung von Gewerbeabfällen zu einem Preis von unter 100 DM/Mg anbieten (EUWID, 2001, S. 19).

Vom ursprünglichen und bei Hausmüll nach wie vor zugrunde gelegten Verständnis ausgehend, das die Abfallverbrennung in Müllverbrennungsanlagen der Beseitigung zuordnet, kann auch die Verwertung von Gewerbeabfällen in kommunalen Müllverbrennungsanlagen als eine Scheinverwertung bezeichnet werden. Mit dem nominellen Umstieg von der Beseitigung auf die „Verwertung“ dieser Gewerbeabfälle hat sich nur eines geändert: der Preis. Der Vorteil dieser so genannten Verwertung für die Wirtschaft ist evident. Für die Umwelt hat sie keinen Vorteil und für den Bürger den Nachteil, dass er mit gestiegenen Hausmüllgebühren die verbilligte Entsorgung des Gewerbemülls subventioniert.

Dies vor allem hinsichtlich der finanziellen Seite detailliert zu dokumentieren, haben die kommunalen Entsorgungsträger naturgemäß kein Interesse. Eine umfassendere statistische Dokumentation ist daher nicht möglich. Der dargestellte Zusammenhang soll aber zumindest exemplarisch illustriert werden anhand von Daten aus

Tabelle 4.1-3

Entgelte und Gebühren für die Verbrennung von Siedlungsabfällen in Deutschland im Jahre 2001 nach EUWID-Umfrage
in DM pro Tonne

Bundesländer	März 2001	September 2001
Baden-Württemberg	(931)* 230–667	(931)* 275–667
Bayern	190–700	190–700
Berlin und Brandenburg	161	161
Hamburg und Schleswig-Holstein	130–371	180–371
Hessen	145–450	145–450
Mecklenburg-Vorpommern	–	–
Niedersachsen und Bremen	130–434	130–507
Nordrhein-Westfalen	(792)* 217–373	(792)* 217–373
Saarland und Rheinland-Pfalz	140–500	200–500
Sachsen	–	–
Sachsen-Anhalt	–	–
Thüringen	–	–

* Extremwert in Klammer
(Nettoentgelte und Gebühren frei Anlage)

Quelle: EUWID, 2001, S. 18 und Nr. 41/2001, S. 14

einer deutschen Großstadt. Die abfallwirtschaftliche Lage, die in diesen Daten festgehalten ist, kann als typisch gelten für Kommunen, in denen die überlassenen Abfälle thermisch vorbehandelt werden. Das Aufkommen an zur Beseitigung überlassenen hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen ist in dieser Stadt von 270 000 Mg im Jahr 1992 auf 37 000 Mg im Jahr 2000 gesunken. Der Anteil der zur Beseitigung überlassenen hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle („Geschäftsmüll") am Gesamtaufkommen der Siedlungsabfälle zur Beseitigung hat damit zwischen 1992 und 2000 von deutlich über einem Viertel auf etwa ein Zwanzigstel abgenommen. Diese Reduktion beruht nach durchgeführten Analysen nicht auf einer Verringerung des Geschäftsmüllanfalls, sondern darauf, dass das im Wesentlichen unveränderte Aufkommen heute als so genannter Verwertungsabfall nicht mehr der kommunalen Entsorgung, sondern privaten Entsorgern überlassen wird. Um diesen Verlust und den damit verbundenen Anstieg der Entsorgungskosten für die nach wie vor kommunal entsorgten Abfälle zumindest teilweise aufzufangen, wurden erstmals im Jahr 2000 auch in dieser Stadt gewerbliche Mischabfälle zur „energetischen Verwertung" in den unterausgelasteten Verbrennungsanlagen akquiriert, und zwar in einer Menge von 130 000 Mg. Der erzielbare Preis für diese energetische Verwertung beträgt zurzeit ca. 150 DM/Mg und liegt damit weit unter den tatsächlichen Kosten. Den durch diesen Preis nicht abgedeckten Kostenanteil finanzieren zum weitaus größten Teil die privaten Haushalte über ihre Müllgebühren; der auf die Verbrennung entfallende Kostenanteil liegt hier derzeit bei durchschnittlich 250 DM/Mg. Die Kommunen, die in dieser Weise zu Marktpreisen Leerkapazitäten ihrer Verbrennungsanlagen mit gewerblichem Abfall „zur Verwertung" auffüllen, handeln betriebswirtschaftlich richtig und im Interesse ihrer Bürger. Deren Müllgebühren müssten noch weiter steigen, wenn nicht die zur Verwertung akquirierten Gewerbeabfälle zumindest einen Teilbeitrag zur Deckung der hohen Fixkosten leisteten. Das ändert aber nichts daran, dass die dargestellte abfallwirtschaftliche Entwicklung nur als eine Perversion der Verwertungswirtschaft qualifiziert werden kann.

Nicht zuletzt wegen erheblicher Unterschiede bei den Umweltstandards liegen die Kosten der Abfallentsorgung auch im Ausland teilweise erheblich niedriger als bei denjenigen entsorgungspflichtigen Körperschaften innerhalb Deutschlands, die ihre Abfälle thermisch vorbehandeln. Die Preise der Entsorgung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen in Abfallverbrennungsanlagen variieren nach einem Bericht des europäischen Abfallwirtschaftsverbandes ASSURRE innerhalb Europas zwischen durchschnittlich 160 Euro/Mg in Deutschland und 25 bis 30 Euro/Mg in Spanien und Dänemark (ASSURRE, 2001).

4.1.2 Pro und contra Abfallverwertung: Allgemeine Gesichtspunkte

768. Die dargestellten Fehlentwicklungen im Bereich der Verwertung von Gewerbeabfällen geben Anlass, unter den veränderten abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen erneut zu prüfen, ob und unter welchen Voraussetzungen die Vermutung richtig ist, dass Abfallverwertung im Vergleich zur Abfallbeseitigung die umweltpolitisch günstigere Option darstellt.

In weiten Bereichen ist die Verwertung der Beseitigung zweifellos überlegen, und zwar umso eher, je höherwertiger sie ist. Eine generelle ökologische Vorteilhaftigheit der Verwertung kann aber umso weniger vorausgesetzt werden, je anspruchsvoller die Umweltstandards für die Beseitigung sind und je stärker die abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen Verwertungen auf niedrigem ökologischen Niveau begünstigen. Wie der Umweltrat bereits in früheren Gutachten festgestellt hat, ist die Verwertung von Abfällen nicht zwangsläufig umweltfreundlicher als die Beseitigung (zuletzt SRU, 2000, Tz. 827).

Ob und unter welchen Voraussetzungen bestimmte Verwertungsmaßnahmen tatsächlich umweltverträglicher sind, als es die Beseitigung der betreffenden Abfälle wäre, kann daher erst der konkrete Vergleich der beiden Optionen zeigen. Dabei müssen die folgenden allgemeinen Gesichtspunkte berücksichtigt werden.

4.1.2.1 Umweltentlastende Effekte

Ressourcenschonung und damit verbundene Umweltentlastungen

769. Ökologische Vorteile hat die Abfallverwertung typischerweise unter dem Gesichtspunkt der Schonung stofflicher Ressourcen. So lässt sich durch stoffliche Verwertung der Einsatz anderer Roh- und Hilfsstoffe verringern, und mit der energetischen Verwertung von Abfällen können Regelbrennstoffe eingespart werden. Mit der Substitution von Primärstoffen durch Abfall werden zugleich Umweltbelastungen vermieden, die mit der Gewinnung der durch Abfall ersetzten Primärstoffe verbunden wären. Die Ressourceneinsparung begründet zugleich auch den reellen ökonomischen Vorteil der Abfallverwertung (Tz. 775 ff.). In der substitutiven Ressourcenschonung wird denn auch üblicherweise der wesentliche Vorzug der Abfallverwertung gesehen.

Ein Ressourcenschonungsvorteil im Vergleich zur Beseitigung ist allerdings nicht mit jeder im gegenwärtigen Abfallrecht als Verwertung anerkannten Maßnahme verbunden. Wenn z. B. Gewerbemüll, statt wie früher in einer kommunalen Müllverbrennungsanlage beseitigt zu werden, nun in derselben Anlage „verwertet“ wird (Tz. 767), ergibt sich kein zusätzlicher Ressourcenschonungseffekt. Auch der vom Bundesverwaltungsgericht als Verwertung anerkannte Bergversatz von Abfällen schont keine stofflichen Ressourcen, wenn er, wie es in der Praxis häufig der Fall ist, nur an die Stelle des Versatzes von vor Ort vorhandenem und nicht anderweitig genutztem Abraumhaldenmaterial tritt. Die Verwertung von Abfall als Bergversatzmaterial führt in diesem Fall nur dazu, dass für die Verfüllung ein vorhandener – allerdings nicht dem Abfallrecht unterliegender – anderer Abfall, nämlich das auf Halde liegende Abraummaterial, nicht genutzt wird. Fraglich kann die ressourcenschonende Wirkung der Abfallverwertung auch werden, wenn für den Absatz der Verwertungsprodukte neue Märkte, d. h. zusätzliche Nachfrage, erst eigens geschaffen werden müssen.

Wegfall von Umweltbelastungen durch die Beseitigung

770. Als ein weiterer umweltentlastender Effekt der Abfallverwertung kann der Wegfall beseitigungsbedingter Umweltbelastungen ins Feld geführt werden. Dieser Entlastungseffekt tritt, anders als der Ressourcenschonungseffekt, in jedem Verwertungsfall ein, denn mit einer Verwertung entfallen definitionsgemäß diejenigen Umweltbelastungen, die mit der Beseitigung desselben Abfalls verbunden wären. In industriellen Prozessen energetisch verwerteter Abfall beispielsweise muss nicht mehr in Müllverbrennungs- oder anderen Beseitigungsanlagen im Sinne des § 31 KrW-/AbfG vorbehandelt werden. Im Vergleich zwischen Verwertung und Beseitigung resultiert daraus aber nicht notwendigerweise ein Nettovorteil, denn gegenzurechnen sind die spezifisch durch den Verwertungsvorgang bedingten Umweltbelastungen. Wenn Abfälle in kommunalen Müllverbrennungsanlagen nicht mehr auf der Beseitigungsschiene behandelt, sondern „verwertet“ werden (Tz. 767), tritt prinzipiell kein Nettovorteil im Vergleich zur Beseitigung ein, denn der so genannte Verwertungsvorgang unterscheidet sich in nichts mehr von der Beseitigung.

4.1.2.2 Umweltbelastende Effekte

Umweltbelastende Effekte technischer Verwertungsverfahren

771. Die Verfahren, bei denen Abfälle genutzt werden oder die, wie das getrennte Einsammeln, die Sortierung und sonstige Trenn- und Aufbereitungsverfahren, der eigentlichen Nutzung vorgeschaltet werden, sind regelmäßig mit Umweltbelastungen – insbesondere mit Emissionen aus den betreffenden Anlagen – verbunden. Die Verwertung ist in dieser Hinsicht nicht zwangsläufig umweltfreundlicher als die Beseitigung. Das Verfahren beispielsweise, in dem die von der Rechtsprechung anerkannte energetische Verwertung von Gewerbemüll in kommunalen Müllverbrennungsanlagen erfolgt, ist (außer in den Preisen) identisch mit dem Verfahren, das gleichartige überlassungspflichtige Siedlungsabfälle in denselben Anlagen auf der Beseitigungsschiene durchlaufen, und daher auch mit denselben verfahrensbedingten Umweltbelastungen verbunden. Zu verfahrensbedingten Emissionen, die erheblich höher liegen, kann es bei der energetischen Verwertung von Abfällen in Industrieanlagen kommen. Die Regelungen der 17. BImSchV gewährleisten schon *de jure,* erst recht aber wegen in der Praxis häufig vorkommender rechtlich angreifbarer Anwendungen nicht, dass die Verbrennung von Abfällen in Industrieanlagen unter Bedingungen erfolgt, die hinsichtlich

der Emissionsvermeidung den Anforderungen bei Müllverbrennungsanlagen – also bei Verbrennung derselben Abfälle auf der Beseitigungsschiene – gleichwertig sind (LÜBBE-WOLFF, 1999). Im Vergleich der verfahrensbedingten Emissionen ungünstig schneidet die Verwertung auch ab, wenn Abfälle im Ausland in Anlagen verwertet werden, die nicht den für deutsche Anlagen geltenden Standards entsprechen.

Umweltbelastungen durch die Nutzung von aufbereiteten Abfällen und Verwertungsprodukten – Problem der Schadstoffverteilung

772. Für zahlreiche stoffliche Verwertungsvorgänge ist charakteristisch, dass sie zu einer Verteilung der im Verwertungsabfall enthaltenen Schadstoffe führen. Besonders augenfällig ist dies etwa bei der landwirtschaftlichen und sonstigen kultivatorischen Verwertung von aufbereiteten Abfallstoffen wie Klärschlamm und Komposten, die zu einer weiträumigen Verteilung der enthaltenen Schadstoffe in Böden führt, oder bei der Verwertung von Schlacken, etwa aus der Müllverbrennung, im Straßenbau. Bei der stofflichen Verwertung von Abfällen zur Produktherstellung gehen typischerweise Schadstoffe aus dem verwerteten Abfall in das jeweilige Produkt über und verbreiten sich über die Wege, die das jeweilige Produkt in seinem Lebenszyklus bis hin zur Entsorgung nimmt (Kapitel 4.2). Mit der Tendenz zur Schadstoffverteilung läuft die Verwertungswirtschaft in gewisser Weise der ursprünglichen Tendenz des Abfallrechts zuwider, die gerade auf Entproblematisierung der Schadstoffpotenziale des Abfalls durch Konzentration an einzelnen möglichst unempfindlichen und wohlüberwachten Orten zielte. Diese allgemeine Feststellung gibt allerdings für die Beurteilung konkreter Verwertungsfälle wie auch für die Beurteilung der Verwertungswirtschaft im Ganzen nicht viel her. Die verwertungsbedingte Dissipation kann, wie im Fall der Verbreitung von BSE-Erregern durch die Verwertung von Tierkadavern, hochproblematisch sein. Sie kann aber auch nach Abwägung des jeweiligen Für und Wider durchaus akzeptabel sein.

Transportbedingte Umweltbelastungen

773. Schließlich müssen, wenn man sie nicht zu den schon genannten umweltbelastenden Effekten des jeweiligen Verwertungsverfahrens im weitesten Sinne rechnen will, als gesonderter Faktor auch noch transportbedingte Umweltbelastungen berücksichtigt werden. Während die Abfallbeseitigung wegen der für Beseitigungsabfälle geltenden Pflicht zur Überlassung an die örtliche entsorgungspflichtige Körperschaft (§ 13 Abs. 1 KrW-/AbfG) grundsätzlich ortsnah erfolgt, werden Verwertungsabfälle oft über weitere, häufig sogar über sehr weite Strecken transportiert. In dieser Hinsicht ist daher die Verwertung regelmäßig mit höheren Umweltbelastungen verbunden als die Beseitigung.

Sachwidrigkeit von Pauschalurteilen

774. Ob eine Verwertung von Abfällen tatsächlich umweltfreundlicher ist als die Beseitigung, kann nach alledem nicht pauschal, sondern nur fallgruppenweise, für konkrete Abfallarten und Verwertungswege, durch Vergleich der aufgeführten umweltrelevanten Vor- und Nachteile festgestellt werden (Abschn. 4.1.3). Bei vielen Verwertungen, die derzeit stattfinden, handelt es sich nicht um Vorgänge, die aus ökologischer Sicht zu begrüßen wären, sondern um bloße Flucht vor den Kosten einer Beseitigung auf ökologisch anspruchsvollerem Niveau. Umweltfreundlichkeit der Abfallverwertung kann nicht als Faktum vorausgesetzt, sondern muss durch geeignete rechtliche Rahmenbedingungen sichergestellt werden. Rechtliche Rahmenbedingungen, die ökologisch verfehlte Verwertungen – insbesondere die Flucht aus anspruchsvollen Beseitigungsregimen in bloße „Scheinverwertungen“ – ausschließen, sind auch deswegen erforderlich, weil andernfalls der Verwertungsgedanke als solcher diskreditiert zu werden droht. Gerade eine Abfallpolitik, die das richtige Ziel verfolgt, Abfälle nach Möglichkeit einer im Vergleich zur Beseitigung ökologisch vorteilhaften Verwertung zuzuführen, und die zu diesem Zweck einen grundsätzlichen Vorrang der Verwertung institutionalisiert, muss auch für die Abfallverwertung gezielt rechtliche Standards und rechtliche Grenzen setzen, damit der Verwertungsvorrang nicht zu Ergebnissen führt, die seinem eigentlichen Sinn zuwiderlaufen.

4.1.2.3 Wirtschaftliche Aspekte

775. In der Bundesrepublik ist für die Abfallverwertung, anders als beispielsweise in der früheren DDR, politisch stets in erster Linie unter dem Gesichtspunkt ihrer – in der Regel zu pauschal als gegeben unterstellten – Umweltfreundlichkeit geworben worden. Die im engeren Sinne wirtschaftlichen Gesichtspunkte wurden demgegenüber, jedenfalls der breiteren Öffentlichkeit gegenüber, weniger betont. Für eine rationale Abfallwirtschaftspolitik sind sie aber von entscheidender Bedeutung. Welcher Entsorgungsweg die umweltpolitisch günstigste Option ist, hängt daher nicht nur von Umweltgesichtspunkten ab, sondern auch von im engeren Sinne wirtschaftlichen Gesichtspunkten.

Einsparung von Primärstoffen

776. Der wesentliche wirtschaftliche Vorteil der Abfallverwertung liegt darin, dass mit dem Einsatz von Abfall andernfalls benötigte Primärstoffe eingespart werden können (substitutionsbedingte Einsparung). Dies ist die wirtschaftliche Seite der bereits angesprochenen, mit Verwertungsvorgängen typischerweise verbundenen Ressourcenschonung. Die einzel- und gesamtwirtschaftliche Bedeutung der substitutiven Einsparung von Primärstoffen durch Abfall ist erheblich. Allein in der Zementindustrie wurden 1998 durch den Einsatz von Abfällen 600 000 Mg an Braun- und Steinkohle eingespart (Prognos AG, 2001, S. 27). Nach einer Erhebung des europäischen Abfallwirtschaftsverbandes ASSURRE werden in den Mitgliedstaaten der EG in Abfallverbrennungsanlagen für Siedlungsmüll derzeit jährlich 44,4 Terawattstunden Energie gewonnen (ASSURRE, 2001, Summary). Quantitativ kommt dies dem gesamten Stromverbrauch der Schweiz nahe. Wie oben festgestellt

(Tz. 769), ist allerdings nicht jeder Abfalleinsatz, der derzeit als Verwertung anerkannt ist, mit einer Schonung primärstofflicher Ressourcen verbunden. Dementsprechend hat auch nicht jede derzeit als solche anerkannte Abfallverwertung einen substitutionsbedingten positiven wirtschaftlichen Effekt.

Spezifische Verwertungskosten

777. Dem wirtschaftlichen Vorteil der Einsparung von Primärstoffen stehen spezifische Kosten der Verwertung gegenüber, insbesondere Kosten der Getrennthaltung, des Transports, der Sortierung und der Behandlung der verwertbaren Abfallfraktionen. Die Verrechnung dieser spezifischen Verwertungskosten mit den durch die Verwertung erzielbaren substitutionsbedingten Einsparungen mindert den wirtschaftlichen Nettovorteil der Verwertung und kann, wenn die spezifischen Verwertungskosten hinreichend hoch sind, einen in wirtschaftlicher Hinsicht negativen Saldo ergeben.

Einsparung von Beseitigungskosten

778. Mit der Verwertung von Abfällen werden die Kosten der Beseitigung des betreffenden Abfalls eingespart. Für den einzelnen Abfallerzeuger oder -besitzer ist dies ein wesentlicher für die Verwertung sprechender Gesichtspunkt. Aus einzelwirtschaftlicher Sicht lohnt sich selbst die Inkaufnahme spezifischer Verwertungskosten, die weit höher liegen als die substitutionsbedingten Einsparungen durch die Verwertung, solange die Verwertungskosten niedriger liegen als die Beseitigungskosten.

Aus der Sicht der Abfallwirtschaftspolitik kann dagegen die Einsparung von Beseitigungskosten nicht uneingeschränkt als ein Gesichtspunkt betrachtet werden, der für die Verwertung spricht. Die Beseitigungskosten hängen von den politisch gesetzten Umweltstandards für die Abfallbeseitigung – von den geltenden Anforderungen an die Sicherheit von Deponien, die Emissionsminderung bei Vorbehandlungsanlagen usw. – ab. Sie sind damit Ausdruck einer politischen Entscheidung für ein bestimmtes Umweltschutzniveau. Es wäre daher widersprüchlich, wenn das abfallrechtliche Regulierungssystem bei den Abwägungen, die der Steuerung von Abfallströmen in Richtung auf Verwertung oder Beseitigung zugrunde gelegt werden müssen, die Einsparung von Beseitigungskosten als einen wirtschaftlichen Gesichtspunkt berücksichtigte, der Verwertungen auf einem geringeren Umweltschutzniveau rechtfertigen kann.

4.1.3 Abfallverwertungspolitik als Abwägungs- und Steuerungsproblem

4.1.3.1 Abwägungsbedarf

779. Ob Verwertung oder Beseitigung die umweltpolitisch günstigere Option ist, kann nicht pauschal festgestellt werden, sondern hängt von einer Abwägung der ökologischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkte ab. Das Ergebnis dieser Abwägung kann in Abhängigkeit von den jeweiligen Umständen unterschiedlich ausfallen. Jede pauschale Bevorzugung der Verwertungsoption ist daher unsachgerecht.

Das Rechtssystem und der politische Umgang mit dem Thema „Verwertung“ sind allerdings deutlich von einer prinzipiellen – wenn auch nicht uneingeschränkten – Präferenz für die Verwertung geprägt. Diese Präferenz drückt sich nicht nur im gesetzlichen Vorrang der Verwertung vor der Beseitigung (§ 6 Abs. 2 Satz 2 KrW-/AbfG) aus, sondern auch darin, dass die Verwertung einem deutlich weniger strengen Kontrollregime unterliegt als die Beseitigung. So werden Verwertungsabfälle weniger intensiv überwacht als Beseitigungsabfälle (§§ 41 ff. KrW-/AbfG), und innerhalb Europas ist die Freiheit der grenzüberschreitenden Verbringung von Abfällen zur Verwertung sehr viel weniger eingeschränkt als die Freiheit der Verbringung zur Beseitigung. Dies ist nur durch die Annahme erklärbar, dass die Verwertung unter Umweltgesichtspunkten grundsätzlich weniger problematisch sei als die Beseitigung. Dass hohe oder steigende Verwertungsquoten grundsätzlich als politischer Erfolg gelten, ist ebenso Ausdruck des „guten Rufes“ der Verwertung wie die Tatsache, dass im Eckpunktepapier des Bundesumweltministeriums für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen die vollständige Verwertung aller Siedlungsabfälle bis zum Jahr 2020 ohne Auseinandersetzung mit möglichen Nachteilen dieser Option als erstrebenswertes Ziel präsentiert werden konnte (BMU, 1999a). In Fachkreisen ist die nicht ausnahmslos, aber doch grundsätzlich positive Bewertung auf die Formulierung gebracht worden, dass eine *Vermutung* für die Vorzugswürdigkeit der Verwertung spreche (SRU, 2000, Tz. 827; Generalanwalt, 2001b, Tz. 78). Für eine sachgerechte Verwertungssteuerung helfen aber Vermutungen zugunsten der einen oder der anderen Entsorgungsschiene nicht weiter, da sich für konkrete Fälle und Fallgruppen gerade die Frage stellt, ob die aufgestellte Vermutung auch für sie zutrifft.

Die Verwertung von Abfällen ist nicht als Selbstzweck, sondern nur insoweit anzustreben, wie sie sich nach Abwägung aller oben (Abschn. 4.1.2) angeführten Gesichtspunkte als vorzugswürdig erweist. Die Abwägungsprobleme, mit denen man es hier zu tun hat, sind allerdings offensichtlich überkomplex. Die gegeneinander abzuwägenden Gesichtspunkte sind vielfältig, auf unterschiedlichste Abfälle, Abfallzusammensetzungen und Verwertungswege anzuwenden und großenteils inkommensurabel, d. h. nicht willkürfrei auf gemeinsame Nenner zu bringen. Ein Steuerungsanspruch, der sich darauf richtete, auf konsistente Weise in jedem einzelnen Fall für den jeweiligen Abfall in seiner konkreten Zusammensetzung den unter Berücksichtigung aller Gesichtspunkte objektiv optimalen Entsorgungsweg zu ermitteln, wäre daher zum Scheitern verurteilt. Die Frage kann deshalb nur sein, wie sich mit vertretbarem Steuerungsaufwand einigermaßen plausible und konsistente Lösungen erzielen lassen, bei denen die oben aufgeführten Beurteilungsgesichtspunkte nicht in deutlicher Weise missachtet oder fehlgewichtet werden.

4.1.3.2 Unverzichtbarkeit abfallrechtlicher Verwertungssteuerung

780. Ob eine sachgerechte Lenkung von Abfallströmen auf die unterschiedlichen Entsorgungswege und ob insbe-

sondere die Sicherung der Umweltverträglichkeit der Verwertungswirtschaft mit den Mitteln des Abfallrechts bewerkstelligt werden kann und muss, ist umstritten. Es wird die Auffassung vertreten, dass das Abfallrecht als Umweltordnungsrecht mit der Komplexität dieser Aufgabe (Tz. 782) überfordert ist, dass hier nur der Einsatz indirekt steuernder, marktkonformer Instrumente sinnvoll sei und dass spezifisch abfallrechtliche Regelungen zur Sicherung der Umweltverträglichkeit der Abfallverwertung auch nicht erforderlich seien, da den Belangen des Umweltschutzes ausreichend durch das sonstige Umweltrecht und, soweit es um den Schadstofftransfer in Verwertungsprodukte geht, durch das Produktrecht Rechnung getragen werde oder werden könne (KOCH und REESE, 2001a, S. 91 ff.; REESE, 2000a, S. 173 ff. u. passim).

Unbestreitbar richtig ist, dass die erforderlichen Sachverhaltsfeststellungen und Bewertungen zu komplex sind, als dass sie sinnvoll stets fallweise von den einzelnen Vollzugsbehörden geleistet werden könnten. Dies kann nur zu einem sinnlosen dezentralen Verschleiß personeller Ressourcen, zu uneinheitlicher Behördenpraxis und zu einer durch Ermittlungsaufwand und Rechtsunsicherheiten bedingten unerwünschten Verzögerung abfallrelevanter Zulassungsverfahren führen. Unsicherheiten und Meinungsverschiedenheiten über die Frage, welche Abfälle zur Verwertung in industriellen Verbrennungsprozessen eingesetzt werden dürfen, zählen denn auch zu den von Behörden öfter genannten besonders zeitzehrenden Faktoren in den entsprechenden Genehmigungsverfahren (LÜBBE-WOLFF, 2000a, S. 90).

Richtig ist auch, dass hinsichtlich der durch technische Verwertungsverfahren bedingten Umweltbelastungen (Tz. 771 f.) vor allem das Immissionsschutzrecht, das Wasserrecht etc. die erforderliche Schutzfunktion übernehmen sollten. Sofern gegenwärtig Verwertungsprozesse beispielsweise deshalb als problematisch erscheinen, weil die immissionsschutzrechtlichen Anforderungen an das Verwertungsverfahren als unzureichend angesehen werden, ist zweifellos die Anhebung der immissionsschutzrechtlichen Standards der beste Weg zur Lösung des Problems. Soweit es dabei um ausländische Standards geht, steht diese Lösung allerdings dem deutschen Gesetz- und Verordnungsgeber nicht unmittelbar, sondern nur auf dem schwierigen Weg der europäischen und internationalen Harmonisierung offen. Außerdem müssen die messtechnischen Gegebenheiten, einschließlich der Kosten, berücksichtigt werden. Bei der Abfallverbrennung beispielsweise kann es kostengünstiger sein, bestimmte Emissionen durch überprüfte Einschränkungen des zulässigen Abfallinputs zu kontrollieren als durch aufwendige Messungen über ein großes Spektrum von Schadstoffparametern. Erst die Steuerung und Kontrolle des Abfallinputs ermöglicht sinnvolle Begrenzungen der Emissionskontrolle.

781. Illusorisch ist im Übrigen die Vorstellung, die Problematik der Umweltbelastungen durch Verwertungsprodukte und damit die charakteristischen Probleme der Schadstoffdissipation durch Verwertungsprodukte (Tz. 772) könnten in ausreichender Weise durch das Produktrecht gelöst werden, sodass auch in dieser Hinsicht eine spezifisch abfallrechtliche Steuerung und Kontrolle nicht erforderlich sei (REESE, 2000a, S. 185 ff.; KOCH und REESE, 2001a, S. 96 f.). Zwar ist es möglich, für einzelne Produktarten Anforderungen festzulegen, bei denen gerade auch spezifische Belastungen aus der Verwertung von Abfall im Herstellungsprozess berücksichtigt sind. Solche Festlegungen können insbesondere für Produkte sinnvoll sein, die typischerweise unter Einsatz bestimmter Abfallarten entstehen und leicht zu beproben sind, sodass die in Betracht kommenden abfallbürtigen Schadstoffbelastungen im Voraus bestimmbar und am Verwertungsprodukt mit vertretbarem Aufwand kontrollierbar sind (Beispiel: Kompost). Ob entsprechende Regelungen dann dem Abfall- oder dem Produktrecht zugeordnet werden, ist von untergeordnetem Interesse. Angesichts der unüberschaubaren Fülle der Abfallarten und Abfallgemische, ihrer wechselnden Zusammensetzungen, ihrer Belastung mit den unterschiedlichsten Schadstoffen und ihrer produktrelevanten Verwertungsmöglichkeiten ist es aber völlig ausgeschlossen, alle oder auch nur den größten Teil der daraus möglicherweise resultierenden Produktbelastungen vorausschauend so weit über das Produktrecht zu regulieren und zu überwachen, dass sich eine abfallrechtliche Steuerung und Kontrolle des Abfallinputs in Verwertungsprozessen erübrigte. Eine Steuerung und Kontrolle vom Abfallinput her wird daher unverzichtbar bleiben. Sie kann durch Standards, die sich auf den Output – die Verwertungsprodukte – beziehen, allenfalls in eng begrenzten Teilbereichen überflüssig gemacht werden. Eine schon beim Abfallinput und nicht erst beim Verwertungsprodukt ansetzende Kontrolle entspricht außerdem eher dem Vorsorgeprinzip und dem Grundanliegen der Abfallwirtschaft, Schadstoffe nach Möglichkeit aus dem Wirtschaftskreislauf auszuschleusen und in konzentrierter Form schadlos zu beseitigen. Der Ansatz beim Abfallinput erlaubt es, stark belastete Abfallfraktionen von vornherein von der Verwertung auszuschließen. Der Ansatz beim Verwertungsprodukt ermöglicht dagegen auch die Zuführung erheblich schadstoffbelasteter Abfälle, solange für die Einhaltung der Produktstandards durch Vermischung gesorgt ist, und kann damit auf eine Verdünnungs- anstelle einer Vorsorgepolitik hinauslaufen. Dieser Gesichtspunkt muss allerdings abgewogen werden gegen Gesichtspunkte des Überwachungsaufwandes, der je nach den Umständen auch für eine Kontrolle am Produkt sprechen kann. Vorsorgegesichtspunkten kann in diesem Fall auch durch entsprechend anspruchsvolle produktseitige Standards Rechnung getragen werden (Tz. 988 f.).

782. Grundsätzlich richtig ist die Forderung, für die Ziele der Abfallwirtschaft möglichst weitgehend Marktkräfte zu aktivieren – insbesondere durch den Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente, die die Umweltkosten der Abfallentsorgung möglichst weitgehend dem jeweiligen Verursacher anlasten (SRU, 2000, Tz. 814; SRU, 1998, Tz. 740; REESE, 2000a, S. 167 ff.). Die Möglichkeiten dazu sind aber durch die Komplexität der Umweltinanspruchnahmen, um die es geht – insbesondere durch die Vielfalt und wechselnde Menge und Zusam-

mensetzung der in Abfällen enthaltenen Schadstoffe und die Unterschiedlichkeit ihrer Ausbreitungspfade über Entsorgungsanlagen und Verwertungsprodukte – eng begrenzt. Eine ökologisch und ökonomisch optimale Feinsteuerung ist mit ökonomischen Instrumenten ebenso wenig erreichbar wie mit ordnungsrechtlichen. Am ehesten erfolgversprechend erscheint daher eine Doppelstrategie. Einerseits reduzieren sich die Komplexitätsprobleme, mit denen das Abfallrecht im Allgemeinen zu kämpfen hat, wenn einzelne Abfallarten in den Blick genommen werden. Für spezifische Abfallströme lassen sich spezielle Regime mit dem geeigneten, auf die jeweiligen Besonderheiten abgestimmten Mix ökonomischer und ordnungsrechtlicher Instrumente entwickeln. Dieser Weg ist für eine ganze Reihe von Abfallarten (Verpackungsabfälle, Bioabfälle, Altöl, gebrauchte halogenierte Lösemittel, Batterien, Altautos) bereits beschritten worden und, auch wenn hier in Einzelheiten Anlass zur Kritik besteht, jedenfalls im Prinzip der richtige. Die Strategie der abfallspezifischen Regulierung sollte für geeignete andere Abfallgruppen (Elektro- und Elektronikaltgeräte, Holzabfälle, Bauabfälle) weiter verfolgt werden (s. auch Tz. 839).

Im Übrigen kommt es, was die Lenkung von Abfallströmen auf die Verwertungs- oder Beseitigungsschiene angeht, vor allem darauf an, deutliche Fehlanreize durch die rechtlichen und ökonomischen Rahmenbedingungen der Abfallentsorgung zu vermeiden. Die ökonomischen Rahmenbedingungen sind dabei ihrerseits wesentlich durch das geltende Abfallrecht mitbestimmt.

4.1.4 Allgemeine abfallrechtliche Weichenstellungen

4.1.4.1 Fehlanreize durch unterschiedliche Entsorgungsstandards

783. Fehlanreize, die zu umweltpolitisch unsinnigen Verwertungsmaßnahmen führen, gehen derzeit vor allem von regional und international krass unterschiedlichen Entsorgungspreisen aus (Tz. 759). Preisdifferenzen in der Entsorgungswirtschaft sind nicht nur hinzunehmen, sondern erwünscht, soweit sie das Ergebnis eines Wettbewerbs um größtmögliche Effizienz in der Bereitstellung von Entsorgungsdienstleistungen sind. Tatsächlich beruhen die regionalen und internationalen Unterschiede in den Entsorgungspreisen aber zu erheblichen Teilen auf Unterschieden in den für die Entsorgung geltenden Umweltstandards. Der daraus folgende Sog von Abfällen dorthin, wo die Umweltstandards am niedrigsten sind, ist aus umweltpolitischer Sicht unerwünscht. Solche Ausweichbewegungen können auch nicht als Ergebnis eines effizienzsteigernden Wettbewerbs gelten (LÜBBE-WOLFF, 2000b, S. 70 ff.).

Preisdifferenzen mit besonders evidenten kontraproduktiven Lenkungseffekten ergeben sich, wenn für Verwertungsvorgänge niedrigere Standards als für Beseitigungsvorgänge gelten, obwohl es sich um vom Verfahren her vergleichbare Vorgänge handelt. Emissionsanforderungen für die verwertende industrielle Abfallverbrennung beispielsweise, die hinter den Standards für die Verbrennung auf der Beseitigungsschiene zurückbleiben, führen zu entsprechend geringeren Kosten für die Abfallverbrennung in Industrieanlagen und lenken damit Abfälle systematisch auf den emissionsintensiveren Entsorgungspfad. Da in Deutschland eine energetische Ausbeute auch bei Abfallverbrennung auf der Beseitigungsschiene stattfindet (§ 8 17. BImSchV; ebenso jetzt Artikel 6 Abs. 6 der EG-Abfallverbrennungsrichtlinie), hat diese Verlagerung von Verbrennungsprozessen auf die Verwertungsschiene auch nicht notwendigerweise einen so erheblichen Ressourcenschonungsvorteil, dass dafür die Inkaufnahme erheblicher Nachteile auf der Emissionsseite oder hinsichtlich der Schadstoffverteilung in Verwertungsprodukten gerechtfertigt wäre. In der Mehrzahl der Fälle liegt zwar bei den Kraftwerken und Prozessfeuerungsanlagen, in denen Abfälle energetisch verwertet werden, der Energienutzungsgrad deutlich höher als bei Müllverbrennungsanlagen (BERGHOFF, 1996, S. 6). Vereinzelt verhält es sich aber auch anders; so werden bei einigen Müllverbrennungsanlagen heute schon Energieeffizienzgrade von 50 % bis 70 % erreicht (BZL, 2001, S. 13). In derartigen Fällen, d. h. wenn die Energieeffizienz bei der Abfallbeseitigung ebenso hoch oder noch höher liegt als in industriellen Verbrennungsprozessen, ist ein Ressourcenschonungsvorteil der so genannten Verwertung im Vergleich zur so genannten Beseitigung überhaupt nicht mehr gegeben.

4.1.4.2 Korrektur durch Angleichung der Entsorgungsstandards

784. Das beste Mittel gegen den Sog in die ökologisch anspruchslosen Billigentsorgungen ist die Harmonisierung der Entsorgungsstandards auf einem ökologisch anspruchsvollen Niveau. Für den Bereich der EG-Mitgliedstaaten sind mit dem Erlass der Deponierichtlinie und der Abfallverbrennungsrichtlinie wichtige Verbesserungen in diese Richtung erzielt worden. Wesentliche Voraussetzungen für eine Angleichung der Entsorgungsstandards und der davon abhängigen Entsorgungspreise innerhalb Deutschlands hat die Abfallablagerungsverordnung geschaffen, indem sie das Auslaufen der Ausnahmegenehmigungen für technisch nicht TASi-konforme Deponien und für die Ablagerung nicht vorbehandelter Abfälle verbindlich auf den 1. Juni 2005 fixiert (Tz. 788). Weitere Verbesserungen sind mit der Anhebung der emissionsbezogenen Standards für mechanisch-biologische Behandlungsanlagen durch die 30. BImSchV verbunden (Tz. 1055). Diese Verbesserungen reichen allerdings noch nicht aus (Abschn. 4.1.4.2.5).

4.1.4.2.1 Verbrennungsrichtlinie

785. Die Abfallverbrennungsrichtlinie (RL 2000/76/EG) muss in den Mitgliedstaaten bis zum 28. Dezember 2002 umgesetzt werden. Zum 28. Dezember 2005 werden dafür die zurzeit noch geltenden Vorgängerrichtlinien über die Verhütung der Luftverunreinigung durch neue Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll, über die Verringerung der Luftverunreinigung durch bestehende Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll und über die

Verbrennung gefährlicher Abfälle sowie teilweise auch die verbrennungsbezogenen Regelungen der Altölrichtlinie aufgehoben. In Deutschland erfordert die Umsetzung der Richtlinie Änderungen der 17. BImSchV (DÜRKOP, 2000; s. auch Tz. 885). Das wichtigste abfallpolitische Motiv für die neue Richtlinie kommt in den Begründungserwägungen zum Ausdruck: „Es müssen für alle Abfallverbrennungs- oder -mitverbrennungsanlagen strenge Regeln festgelegt werden, um zu vermeiden, dass Abfälle über die Landesgrenzen hinweg zu Anlagen verbracht werden, die aufgrund weniger strenger Umweltvorschriften zu niedrigeren Kosten arbeiten" (10. Erwägungsgrund). Tatsächlich enthält die Richtlinie wichtige Schritte in Richtung auf dieses Ziel (s. auch WITTHOHN, 2001). Hervorzuheben ist insbesondere:

– Mit der Richtlinie wird auch die Verbrennung einiger Abfallarten wie z. B. Altreifen, Klärschlamm oder Krankenhausmüll erfasst, die bisher, weil es sich weder um gefährliche Abfälle noch um Siedlungsabfälle handelte, unter keine der europäischen Verbrennungsrichtlinien fielen (zum Anwendungsbereich i. E. THEBEN und BEGEMANN, 1999, S. 430).

– Für den Betrieb von Abfallverbrennungs- und -mitverbrennungsanlagen ist eine Genehmigung erforderlich, die u. a. Festsetzungen über zugelassene Abfallarten sowie Art, Menge, Massenströme, Heizwert und maximalen Schadstoffgehalt der zugelassenen gefährlichen Abfälle enthalten muss (s. i. E. Artikel 4).

– Es gelten einheitliche Anforderungen in Bezug auf Anlieferung und Annahme, Betriebsbedingungen, Überwachung und Messungen (Artikel 5, 6, 10, 11).

– Erstmals ist für alle Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen eine Pflicht zur Abwärmenutzung vorgesehen (Artikel 6 Abs. 6). Die Einschränkung durch den Zusatz „soweit praktikabel" betrifft nicht die Verpflichtung als solche, denn deren Einlösung ist immer praktikabel, sondern den Grad der Energienutzung.

– Für die luft- und gewässerseitigen Emissionen einerseits von Abfallverbrennungsanlagen und andererseits von Mitverbrennungsanlagen werden teilweise angeglichene Standards gesetzt (Artikel 7, 8 i. V. m. Anhängen). Wichtig ist die Festlegung, dass für die Mitverbrennung unaufbereiteter gemischter Siedlungsabfälle generell die strengen Emissionsgrenzwerte des Anhangs V gelten, ohne dass eine Mischrechnung zur Anwendung kommt (Artikel 7 Abs. 4). Die Mitverbrennung unaufbereiteter gemischter Siedlungsabfälle, zu denen auch hausmüllähnliche Gewerbeabfälle gehören, unterliegt damit künftig den für Abfallverbrennungsanlagen vorgesehenen Standards.

786. Im Übrigen findet allerdings bei den luftbezogenen Emissionsanforderungen keine vollständige Angleichung statt. Nur wenn in einer Mitverbrennungsanlage mehr als 40 % der freigesetzten Wärme mit *gefährlichen* Abfällen erzeugt werden, gelten die im Anhang V für Abfallverbrennungsanlagen aufgestellten Anforderungen auch für die Mitverbrennung (Artikel 7 Abs. 2 Satz 2). Ansonsten gelten für die Mitverbrennung die Anforderungen des Anhangs II. Anhang II sieht im Grundsatz, wie schon bisher üblich, eine Mischrechnung vor, die die für Abfallverbrennungsanlagen geltenden Grenzwerte des Anhangs V entsprechend dem eingesetzten Abfallanteil zur Geltung bringt. Für die wichtigsten Anwendungsbereiche der industriellen Abfallverbrennung sind jedoch Sonderregelungen getroffen. Für Feuerungsanlagen sind die in die Mischrechnung einzusetzenden verfahrensspezifischen Ausgangswerte fixiert; damit entfallen Unterschiede im Mischrechnungsergebnis, die auf national unterschiedlichen Grenzwerten für das betreffende industrielle Verfahren beruhen. Für Zementöfen gibt die Richtlinie anstelle einer Mischrechnungsregel feste Grenzwerte vor. Diese entsprechen teilweise den für reine Abfallverbrennungsanlagen geltenden Werten des Anhangs V, sind also teilweise auf einem vergleichsweise anspruchsvollen Niveau angesiedelt, das auch in Genehmigungsbescheiden für die Abfallmitverbrennung in deutschen Zementwerken bislang nicht immer erreicht wird. Insoweit bedeutet die Regelung also einen wesentlichen Fortschritt. Die eigentlich wünschenswerte anlagen- und abfallanteilsunabhängige Gleichbehandlung der Abfallverbrennung ist aber auch bei den Zementöfen nicht vollständig erreicht. Die Emissionsgrenzwerte für abfallverbrennende Zementöfen sind nur als Tagesmittelwerte und nicht, wie bei den reinen Abfallverbrennungsanlagen, auch oder ausschließlich als Halbstundenmittelwerte vorgegeben. Bei einigen Parametern, so z. B. beim Gesamtstaub, sind mit Rücksicht auf die produktionstechnischen Bedingungen auch die Tagesmittelwerte weniger anspruchsvoll. Die vorgesehenen Grenzwerte liegen am anspruchsloseren Ende der Spannen, die im europäischen BAT *reference document* (BREF; Europäische Kommission, 2000a) als Stand der Technik für die Zementindustrie ausgewiesen sind. Die Anforderungsunterschiede, die – wegen dort geringeren technischen Ausstattungsbedarfs und dementsprechend geringerer Kosten – ein Ausweichen von der regulären Abfallverbrennung in die industrielle Abfallmitverbrennung attraktiv machen, sind daher durch die Richtlinie noch nicht beseitigt. Hier sollte seitens der Bundesregierung eine Weiterentwicklung angestrebt werden. Auch die vorhandenen Fortschritte greifen im Übrigen bei bestehenden Anlagen teilweise erst nach Ablauf langer Übergangsfristen (1. Januar 2008 bzw. 1. Januar 2010).

4.1.4.2.2 Deponierichtlinie

787. Die Deponierichtlinie (1999/31/EG, Abl. EG Nr. L 181/2) stellt Anforderungen in Bezug auf Standortwahl, Errichtung, Betrieb und Überwachung von Deponien und begrenzt die zulässigen Abfallablagerungen (s. i. E. WAGNER, 2001, S. 634 ff.). Allerdings bleiben die Standards der Deponierichtlinie hinter denen der TA Siedlungsabfall und der zur Umsetzung der Richtlinie inzwischen erlassenen Abfallablagerungsverordnung (BGBl. 2001 I, S. 305; Tz. nächste) zurück. Insbesondere wird die Ablagerung biologisch abbaubarer Abfälle durch die Richtlinie nur begrenzt und mit langen Übergangszeiträumen eingeschränkt. Erst fünfzehn Jahre, unter be-

stimmten Voraussetzungen sogar erst neunzehn Jahre nach Ablauf der Umsetzungsfrist muss die zu deponierende Menge biologisch abbaubarer Siedlungsabfälle auf 35 (Gewichts-) Prozent der Gesamtmenge der im Basisjahr 1995 erzeugten biologisch abbaubaren Siedlungsabfälle reduziert werden; eine weiter gehende grundsätzliche Beschränkung der Zulässigkeit des Ablagerns biologisch abbaubarer Siedlungsabfälle ist nicht vorgesehen (s. i. E. Artikel 5 DeponieRL). Zwar sollen die Mitgliedstaaten nach Artikel 6a der Richtlinie auch Maßnahmen ergreifen, die bezwecken, dass nur noch behandelte Abfälle deponiert werden. Für die geforderte Behandlung fehlen aber nähere Vorgaben; der Begriff der Behandlung ist in Artikel 2h der Richtlinie so weit definiert, dass die Behandlungsforderung weitgehend leer zulaufen droht. Die Ablagerung nicht ausreichend vorbehandelter Abfälle bleibt danach innerhalb Europas in erheblichem Umfang möglich. Annahmekriterien und -verfahren für die verschiedenen Deponieklassen sind in Anhang II der Richtlinie bislang nur sehr allgemein vorgegeben. Konkretisierungen, die eine einigermaßen einheitliche europäische Praxis anleiten könnten, müssen erst noch im Ausschussverfahren entwickelt werden. Das Bundesumweltministerium rechnet nicht damit, dass dabei die in Deutschland geltenden Vorgaben in vollem Umfang auch auf der Ebene der EG durchsetzbar sein werden (BMU-Umwelt Nr. 4/2000, Sonderteil S. III). Die Bemühungen sollten aber jedenfalls darauf gerichtet sein, die europäischen Standards für Deponierungen auf das Niveau der deutschen zu heben. Umgekehrt sollten Absenkungen der deutschen Standards für den Fall, dass Europa nicht nachzieht, ausgeschlossen werden.

Die Umsetzung der Deponierichtlinie in deutsches Recht, die bis zum 16. Juli 2001 hätte erfolgen müssen, ist mit Gesetzesänderungen durch das Artikelgesetz (Kapitel 3.1.3) und – für Siedlungsabfälle – mit dem Erlass der Abfallablagerungsverordnung erst zum Teil erfolgt. Die weitere verordnungsrechtliche Umsetzung steht noch aus; der Referentenentwurf einer dafür vorgesehenen Deponieverordnung (Stand 4. September 2001) liegt vor.

4.1.4.2.3 Abfallablagerungsverordnung

788. Mit der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen sind die Bedingungen festgelegt worden, unter denen in Zukunft die Abfallablagerung innerhalb Deutschlands zulässig sein soll (Artikel 1 der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen vom 20. Februar 2001, BGBl. I, S. 305). Durch diese Verordnung werden die Regelungen der TA Siedlungsabfall ergänzt und teilweise modifiziert. Deponien, die von den Standards der TA Siedlungsabfall abweichen, dürfen nur noch befristet betrieben werden (Tz. 784). Grundsätzlich dürfen nur noch Abfälle, die den Anforderungen der Verordnung entsprechend vorbehandelt sind, auf Deponien abgelagert werden, wobei die nach der TA Siedlungsabfall erteilten Ausnahmeregelungen auch unter der Verordnung bis zum 1. Juni 2005 fortgelten und mit Wirkung bis zu diesem Datum auch noch weitere Ausnahmegenehmigungen erteilt werden können. Das Verbot der Ablagerung unvorbehandelter Siedlungsabfälle über den 1. Juni 2005 hinaus gilt damit jetzt im Verordnungsrang, d. h. als ausnahmslos verbindliches, außenwirksames Recht. Zugleich wurden allerdings die Anforderungen an die Vorbehandlung im Sinne einer Erweiterung des Zulässigen verändert. Während die organikbezogenen Anforderungen der TA Siedlungsabfall so gefasst waren, dass sie nur von thermisch vorbehandelten Abfällen eingehalten werden konnten, lässt die Abfallablagerungsverordnung auch die Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle zu (§ 4 der AbfAblV); die aus der TA Siedlungsabfall übernommenen Deponiezuordnungskriterien werden dazu um besondere Kriterien für die Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle (Anhang 2 der AbfAblV) ergänzt. Hinzu kommen besondere Regelungen für Altdeponien. Während die TA Siedlungsabfall hier nur die Durchsetzung der Zuordnungskriterien für die Ablagerung im Wege der nachträglichen Anordnung vorsah, werden jetzt definitive, nach Deponiezustand abgestufte Endtermine für die weitere Beschickung mit Abfällen gesetzt (§ 6 AbfAblV; übersichtliche Darstellung bei BERGS, 2001, S. 47/6 f., 9).

Das größte Problem der Abfallablagerungsverordnung wird die rechtzeitige effektive Durchsetzung der darin niedergelegten, an sich begrüßenswerten Standards sein. Der Umweltrat hat aus vielen Gesprächen den Eindruck gewonnen, dass das in der Verordnung mit Wirkung vom 1. Juni 2005 ausgesprochene Verbot der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle nicht überall ernst genommen wird. Viele Akteure, die jetzt handeln müssten, damit die nötigen Vorbehandlungsanlagen bis 2005 geschaffen sind, verlassen sich stattdessen darauf, dass der Bundesregierung im Jahr 2005 mangels ausreichender Vorbehandlungskapazitäten nichts anderes übrig bleiben wird, als doch wieder Ausnahmen zuzulassen. Danach geht von dem Verbot gegenwärtig ein zu schwacher Anreiz aus, die nötigen Investitionen in Vorbehandlungsanlagen tatsächlich in Angriff zu nehmen (näher dazu Tz. 1014 ff.).

4.1.4.2.4 30. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz

789. Mit der 30. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz sind erstmals emissionsseitige Anforderungen speziell für die mechanisch-biologische Restmüllbehandlung statuiert worden. Wie im Abschn. 4.4.2.2 im Einzelnen dargestellt, sind die Unterschiede zwischen den Standards für die mechanisch-biologische und denen für die thermische Abfallbehandlung damit deutlich reduziert worden.

4.1.4.2.5 Lücken und Vollzugsprobleme

Fehlende europäische Verwertungsstandards

790. Die Harmonisierungswirkung der Deponie- und der Verbrennungsrichtlinie ist nicht nur durch die Art und Weise der Standardsetzung und durch aufschiebende Befristungen begrenzt. Beide Richtlinien erfassen auch nur einen Teil der Entsorgungsvorgänge, bei denen unterschiedliche innereuropäische Standards und davon

abhängige Preisdifferenzen zum Problem werden können. So erfasst die Abfallverbrennungsrichtlinie – zumindest nach vorherrschender Auffassung – nicht den Einsatz von Abfall als Reduktionsmittel in Hochöfen (BZL, 2001, S. 37). Generell fehlt es bislang an einheitlichen, anspruchsvollen und konkreten europäischen Standards für Abfallverwertungsanlagen, die nicht Verbrennungsanlagen sind. Von der IVU-Richtlinie, die eine Emissionsminderung gemäß den besten verfügbaren Techniken verlangt, sind nur Anlagen zur Verwertung gefährlicher Abfälle mit einer Kapazität von über 10 Mg pro Tag erfasst (s. Anhang 1 Nr. 5.1 IVU-RL). Eine Darstellung der verfügbaren Techniken in Gestalt von BAT *reference notes* ist in Angriff genommen, liegt aber bislang noch nicht vor.

Es fehlen außerdem europaweit verbindliche Standards für den zulässigen Abfallinput bei Verwertungsmaßnahmen. Wenn in einem europäischen Land beispielsweise bei der Genehmigung der Abfallmitverbrennung in Zementwerken vorsorgeorientierte Anforderungen an den zulässigen Abfallinput formuliert werden, in einem anderen dagegen nicht, geht auch von solchen Anforderungsunterschieden ein problematischer Sog von Abfallströmen dorthin aus, wo die geringsten Anforderungen gestellt werden. Gerade bei einer auch stofflichen Verwertung, wie sie in Zementwerken stattfindet, sind Standards für den Abfallinput zur Begrenzung des Schadstofftransfers ins Verwertungsprodukt erforderlich. Hier fehlt es auch innerhalb Deutschlands noch an den notwendigen einheitlichen und allgemein verbindlichen Standards. Immerhin sind aber detaillierte, oft auch anspruchsvolle Festlegungen in konkreten Genehmigungsverfahren üblich (s. insbes. BOLWERK, 2001, S. 188 ff.). Das bestehende Standardisierungsdefizit sollte auf nationaler und so weit wie möglich auch auf europäischer Ebene behoben werden. Auf europäischer Ebene sind allerdings Bemühungen von deutscher Seite, schadstoffbezogene Mindeststandards als Kriterium für eine präzisere europäische Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung einzubringen, bislang am Widerstand aller anderen EG-Mitgliedstaaten wie auch der Kommission gescheitert (JARON und GRANER, 1999, S. 10; s. auch Tz. 827).

Notwendigkeit verbesserter Vollzugssicherung

791. Zu befürchten ist im Übrigen, dass die partielle Angleichung der Entsorgungsstandards, die mit der Deponierichtlinie und der Abfallverbrennungsrichtlinie sowie künftig hoffentlich durch weitere Rechtsakte bewirkt werden soll, sich in der Praxis aufgrund von Umsetzungs- und Vollzugsdefiziten nicht im angestrebten Umfang realisiert. Die Europäische Kommission stellt in ihrer Mitteilung zum sechsten Umweltaktionsprogramm der Gemeinschaft fest, dass auch schon die bisherigen abfallbezogenen Vorschriften der EG in den Mitgliedstaaten rechtlich und praktisch nur unzureichend umgesetzt worden sind und dass „die Auswirkungen von Abfallwirtschaft und Abfalltransport ... somit in vielen Gebieten der Gemeinschaft problematisch“ bleiben (Europäische Kommission, 2001a, S. 57; s. auch Europäische Kommission 2001b, S. 56 ff.). Es ist deshalb im deutschen Interesse, sich auf europäischer Ebene dafür einzusetzen, dass die Voraussetzungen für die Durchsetzung des europäischen Abfallentsorgungsrechts europaweit verbessert werden. Ein wichtiges, effizientes Instrument zur Vollzugsverbesserung sind auch auf europäischer Ebene Bürger- und Verbandsklagerechte (vgl. Abschn. 2.3.3.5).

Das europäische Recht ist in dieser Hinsicht bereits gegenwärtig großzügiger als das deutsche; es erkennt individuelle Klagerechte der Bürger auf Einhaltung der europäischen Umweltvorschriften unter weniger engen Voraussetzungen an, als es der herkömmlichen deutschen Rechtsauffassung entspricht (SCHOCH, 1999; WEGENER, 1998, jeweils m. w. N.). Allerdings sind auch nach europäischem Recht abfallrechtliche Vorschriften nicht einklagbar, soweit sie allgemein-programmatischen Charakter haben. Als eine Bestimmung von allgemein-programmatischem Charakter hat der Europäische Gerichtshof im Fall „difesa della cava“ Artikel 4 der Abfallrahmenrichtlinie eingestuft, der die Mitgliedstaaten verpflichtet, sicherzustellen, dass bei der Verwertung und Beseitigung von Abfällen die menschliche Gesundheit nicht gefährdet wird und keine Methoden und Verfahren verwendet werden, die die Umwelt schädigen können (EuGH Rs. C-236/92, Slg. 1994, I – S. 483 ff., Rn. 11 ff.). In derselben Entscheidung hat der Gerichtshof aber auch deutlich gemacht, dass Bestimmungen einklagbar sind, die „den Erlass konkreter Maßnahmen oder diese oder jene Methode der Abfallbeseitigung vorschreiben“ (ebd. Rn. 14). Dementsprechend ist davon auszugehen, dass die potenziell gesundheitsrelevanten Entsorgungsstandards der Abfallverbrennungs- und der Deponierichtlinie, die in ihren Erwägungsgründen ebenfalls unter anderem auf den Gesundheitsschutz Bezug nehmen und sich damit ausdrücklich eine individualschützende Funktion zumessen, von betroffenen Nachbarn vor den nationalen Gerichten aller EG-Mitgliedstaaten im Klagewege durchgesetzt werden können (s. auch GLINSKI und ROTT, 1999, S. 202 ff.). Dem sollte Rechnung getragen werden durch vergleichbare Klarstellungen in der 17. BImSchV und in der Abfallablagerungsverordnung, die sicherstellen, dass deren Bestimmungen künftig als drittschützend und damit einklagbar anerkannt werden. Europarechtlich geboten und damit für die Gerichte verbindlich ist diese Anerkennung als drittschützend allerdings auch unabhängig von ausdrücklicher Klarstellung. Die Bundesregierung sollte darüber hinaus darauf dringen, dass im Zuge der Umsetzung der Aarhus-Konvention ein breit angelegtes europäisches Verbandsklagerecht geschaffen und damit auch die Durchsetzbarkeit des europäischen Abfallrechts gesteigert wird.

Den Problemen des defizitären Vollzugs könnte und sollte im Übrigen auch dadurch begegnet werden, dass die Möglichkeit der Verbringung von Verwertungsabfällen an die Einhaltung der europäischen Entsorgungsstandards gekoppelt wird (näher dazu Abschn. 4.1.5 und 4.1.6.3). Nur so können auch die abfallwirtschaftlichen Probleme bewältigt werden, die sich im Zusammenhang mit der Osterweiterung der EU ergeben (dazu ausführlich Abschn. 4.1.6.3.2).

4.1.4.3 Fehlsteuerungen durch Definition und Zulässigkeitsvoraussetzungen der Verwertung

792. Die gesetzlichen Regelungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes, die die Abgrenzung zwischen Beseitigung und Verwertung steuern sollen, leiden daran, dass die wirtschaftlichen und ökologischen Gesichtspunkte, die für eine vernünftige Lenkung von Abfallströmen auf den einen oder anderen Entsorgungspfad relevant sind, im Gesetz teilweise überhaupt nicht ausdrücklich, teilweise aber auch unsystematisch gehäuft und willkürlich über unterschiedliche Vorschriften teils definitorischer, teils inhaltlich regelnder Art verstreut vorkommen, sodass sich weder ein klares Bild von dem, was der Gesetzgeber eigentlich wollte, noch eine klare Systematik der fälligen Prüfungs- und Abwägungsschritte ergibt. Ein Problem liegt vor allem darin, dass mit dem Hauptzweckkriterium des § 4 Absatz 3 und 4 KrW-/AbfG wichtige Gesichtspunkte, die den ökologischen Sinn oder Unsinn einer Verwertung betreffen, nicht als Standards für die Zulässigkeit der Verwertung, sondern bereits als Elemente des Verwertungs*begriffs* formuliert sind – dies außerdem in recht unklarer Weise, sodass die abfallrechtliche Grundfrage, ob eine geplante Abfallnutzung überhaupt eine Verwertung im Sinne des Gesetzes darstellt, zugleich zur zentralen abfallrechtlichen Streitfrage geworden ist (s. statt vieler DIECKMANN, 2000; DOLDE und VETTER, 1999, jeweils m. w. N.).

Eine durchsichtigere und für die Praxis leichter handhabbare Konzeption würde voraussetzen, dass deutlich unterschieden wird zwischen Verwertungsbegriff (Was ist eine Verwertung?) und Voraussetzungen der Zulässigkeit der Verwertung (Wann und wie darf verwertet werden?). Dabei wäre sinnvollerweise nicht der Verwertungsbegriff, sondern die Zulässigkeitsvoraussetzungen und die Voraussetzungen der Verwertungspflicht ökologisch anspruchsvoll zu fassen. Was den Verwertungs*begriff,* also die Voraussetzungen dafür, dass überhaupt von einer Verwertungsmaßnahme gesprochen werden kann, angeht, sollte es genügen, dass die betreffende Maßnahme im Vergleich zur Beseitigung einen Ressourcenschonungsvorteil hat. Die *Zulässigkeit* der Verwertung sollte an Standards geknüpft werden, die sicherstellen, dass die Verwertungsoption in ökologischer Hinsicht nicht oder nur in Fällen, in denen dies ausnahmsweise durch besondere gesamtwirtschaftliche Vorteile der Verwertung gerechtfertigt ist, schlechter abschneidet als die Beseitigungsoption. Zugleich müsste ein deutlicher Beurteilungs- und Typisierungsspielraum für konkretisierendes Verordnungsrecht eingeräumt werden.

793. Eine erneute Revision der Gesetzessystematik steht zwar gegenwärtig nicht auf der politischen Agenda. Gegen sie sprechen auf den ersten Blick auch die Anpassungsschwierigkeiten, die jede tiefer greifende Umstellung der Gesetzeslage für die Praxis bedeutet. Dies ist zweifellos ein Gesichtspunkt, der für Kontinuität spricht, nachdem eben erst die Schwierigkeiten der Umstellung auf das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz einigermaßen bewältigt sind. Für eine Umstrukturierung spricht aber die Notwendigkeit, die Struktur des deutschen Abfallrechts der des europäischen anzupassen. Das europäische Abfallrecht liegt bereits gegenwärtig insofern auf der Linie der aus der Sicht des Umweltrates sinnvollen Gesetzessystematik, als der Verwertungsbegriff des europäischen Abfallrechts ökologisch weniger anspruchsvoll gefasst ist als der des deutschen (Tz. 800) Zugleich fehlen im europäischen Abfallrecht noch weitgehend die ökologisch anspruchsvollen Voraussetzungen für die *Zulässigkeit* der Verwertung, die erforderlich sind, wenn die Abfallverwertung nicht zu einer bloßen Flucht aus anspruchsvollen europäischen und nationalen Standards für die Abfallbeseitigung entarten soll. Dieser Zustand schafft Probleme, an denen Deutschland aber nicht dadurch etwas ändern kann, dass es an seinem anspruchsvollen Verwertungsbegriff festhält. Der anspruchslose Verwertungsbegriff des europäischen Abfallrechts erlaubt es den Mitgliedstaaten nicht, eine vernünftige Steuerung der Abfallwirtschaft nach Belieben gerade auf dem Wege der begrifflichen Abgrenzung von Verwertung und Beseitigung anzustreben (näher dazu Tz. 799). Ein wesentlicher Grund für die unaufhörlichen Streitigkeiten über die richtige Abgrenzung zwischen Abfallverwertung und Abfallbeseitigung liegt gerade in den Reibungen, die sich daraus ergeben, dass der Verwertungsbegriff des deutschen Abfallrechts anders und anspruchsvoller konstruiert ist als der des europäischen. Die vom Umweltrat empfohlene strukturelle Anpassung würde deshalb auch für die Vollzugspraxis mehr Klärungsvorteile als Umstellungsprobleme bringen.

Da dem europäischen Abfallrecht ein weiter Verwertungsbegriff zugrunde liegt, wird sich möglicherweise auch die grundlegende Weichenstellung des deutschen Abfallrechts, nach der die kommunale Hausmüllverbrennung prinzipiell der Beseitigungsschiene zugeordnet wird, aus europarechtlichen Gründen nicht halten lassen (näher Tz. 800). Ohnehin hat diese Zuordnung im deutschen Rechtszusammenhang an Plausibilität verloren, seitdem die Verbrennung gewerblicher Siedlungsabfälle in kommunalen Verbrennungsanlagen als Verwertungsvorgang akzeptiert wird (Tz. 767 f.). Im Hinblick auf das Europarecht ebenso wie im Hinblick auf innere Folgerichtigkeit vorzuziehen wäre auch insoweit die oben vorgeschlagene begriffliche Abgrenzung, die zur Folge hätte, dass – vorbehaltlich der Einführung neuer definitorischer Standards für die energetische Verwertung (Tz. 804) – die kommunale Abfallverbrennung mit Abwärmenutzung grundsätzlich der Verwertung zuzuordnen wäre. Dies würde allerdings zugleich die Abkoppelung der nach deutschem Recht bestehenden Überlassungspflichten von der Unterscheidung zwischen Beseitigung und Verwertung erforderlich machen. Eine solche Abkoppelung macht aber nur Sinn, wenn parallel dazu die abfallrechtliche Bedeutung der Unterscheidung zwischen Beseitigung und Verwertung auch auf der Ebene des europäischen Rechts in analoger Weise reduziert wird (Abschn. 4.1.5). Entsprechende grundsätzliche Änderungen der Struktur des europäischen Abfallrechts werden aber, wenn überhaupt, dann erst auf längere Sicht realisierbar sein. Für den Fall, dass der Europäische Gerichts-

hof die kommunale Hausmüllverbrennung mit Abwärmenutzung als Verwertung einstufen sollte (Tz. 798), wäre daher auf europäischer Ebene zunächst umso dringlicher eine rechtliche Regelung erforderlich, die mit anspruchsvolleren definitorischen Kriterien für die energetische Verwertung diese klarer von der Beseitigung abgrenzt und einem ökologisch nicht sinnvollen Verbrennungsabfalltourismus Grenzen setzt (Tz. 827, 834 f.).

4.1.5 Europarechtliche Rahmenbedingungen und verbleibende Handlungsspielräume

4.1.5.1 Reichweite der mitgliedstaatlichen Steuerungsmöglichkeiten in Bezug auf Verwertungsabfälle

Keine Geltung der Grundsätze der „Entsorgungsautarkie“ und „Nähe“ für Verwertungsabfälle

794. Abfall ist nach der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs eine Ware, die der im EG-Vertrag gewährleisteten Warenverkehrsfreiheit unterliegt (EuGH Rs. C-2/90 – Wallonien, Slg. I 1992, 4431, Tz. 24 ff.). Die damit im Prinzip verbundene Freiheit des Abfallbesitzers, Abfälle jeglicher Art innerhalb der Europäischen Union frei zu handeln, kann aber mit Rücksicht auf die Besonderheiten der Ware „Abfall“, insbesondere mit Rücksicht auf die besonderen umweltbezogenen Risiken des Umgangs mit Abfällen, eingeschränkt werden. Die insoweit maßgeblichen Regelungen hat der europäische Gesetzgeber insbesondere mit der Abfallverbringungsverordnung (259/93/EWG) getroffen. Nach dieser Verordnung können die Mitgliedstaaten gegen die innereuropäische grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen aus bestimmten Gründen Einwände erheben. Die Verbringung von Abfällen, die zur Beseitigung bestimmt sind, kann unter anderem mit Rücksicht auf die Grundsätze der „Entsorgungsautarkie“ und „Nähe“ verhindert werden. Dies ermöglicht es den Mitgliedstaaten, für Beseitigungsabfälle die möglichst ortsnahe Entsorgung im eigenen Land durchzusetzen. Gegen die Verbringung von Verwertungsabfällen können dagegen die Gesichtspunkte der Entsorgungsautarkie und Nähe nicht geltend gemacht werden (EuGH Rs. C-304/94 – Dusseldorp, NVwZ 1998, S. 1169 ff., Tz. 34).

Planungs-, transport- und personenbezogene Einwände

795. Nach der bereits angeführten Dusseldorp-Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs (Tz. 794.) sind die Grundsätze der Entsorgungsautarkie und Nähe in Bezug auf Verwertungsabfälle auch dann nicht anwendbar, wenn die Umsetzung einer entsprechend ausgerichteten mitgliedstaatlichen Abfallwirtschaftsplanung davon abhängt. Auch in der Kopenhagen-Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs ist festgestellt worden, dass die Abfallwirtschaftsplanung nicht genutzt werden kann, um Verwertungsabfälle ausschließlich bestimmten Entsorgern zuzuweisen und sie dadurch von der Verbringung auszuschließen, wenn von der Verbringung und auswärtigen Behandlung dieser Abfälle keine Gefahr ausgeht (EuGH Rs. C-209/98 – Kopenhagen, ZUR 2000, S. 399 ff., Tz. 45 f., 90 ff.). Der nach der Verbringungsverordnung an sich zugelassene Einwand, dass eine Verbringung nicht in Einklang mit der Abfallrahmenrichtlinie und insbesondere mit der dort vorgesehenen mitgliedstaatlichen Abfallwirtschaftsplanung steht (Artikel 7 Abs. 4a 1. Spiegelstrich AbfVerbrV), ist folglich nach der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs nicht so zu verstehen, dass eine Inlandsentsorgung für Verwertungsabfälle nach Belieben über die Abfallwirtschaftsplanung durchgesetzt werden könnte. Weitere für Verwertungsabfälle zugelassene Einwände, die im Regelfall nicht eingreifen, betreffen Verstöße gegen Transportvorschriften, frühere illegale Verbringungsaktivitäten der beteiligten Akteure und Verstöße gegen internationale Übereinkommen (Artikel 7 Abs. 4a 2., 3. und 4. Spiegelstrich AbfVerbrV).

Einwand der „fehlenden ökonomisch-ökologischen Rechtfertigung“

796. Schließlich gestattet die Verordnung es auch noch, einer Verbringung von Verwertungsabfall mit dem Einwand entgegenzutreten, dass „der Anteil an verwertbarem und nicht verwertbarem Abfall, der geschätzte Wert der letztlich verwertbaren Stoffe oder die Kosten der Verwertung und die Kosten der Beseitigung des nicht verwertbaren Anteils eine Verwertung unter wirtschaftlichen und ökologischen Gründen nicht rechtfertigen“ (Artikel 7 Abs. 4a 5. Spiegelstrich AbfVerbrV). Dies wird üblicherweise als der Einwand der „fehlenden ökologisch-ökonomischen Rechtfertigung“ bezeichnet. Für die Annahme, dieser Einwand erlaube es nur dem Bestimmungsstaat, sich dagegen zur Wehr zu setzen, dass ihm durch die Einfuhr von Verwertungsabfall mit geringem Anteil an verwertbaren Stoffen unverhältnismäßige Beseitigungslasten für die nicht verwertbaren Anteile aufgedrängt werden (WINTER, 2001, S. 64), liefert die Verordnung keinen Anhaltspunkt. Nach dem Wortlaut des Artikel 7 Abs. 4a AbfVerbrV stehen alle aufgezählten Einwände sowohl der zuständigen Behörde am Bestimmungsort als auch der zuständigen Behörde am Versandort zu. Der Einwand kann also von den Behörden jedes Mitgliedstaates nicht nur gegen die Einfuhr, sondern auch gegen den Export von Verwertungsabfällen geltend gemacht werden (DIECKMANN, 1994, S. 337). Inhaltlich reicht der Einwand aber weniger weit, als es die übliche Bezeichnung vermuten lässt. Es lässt sich damit keineswegs jede Verbringung verhindern, für die es aus der Sicht des Staates, aus dem der Abfall verbracht werden soll, keine „ökonomisch-ökologische Rechtfertigung“ gibt. Voraussetzung ist nach dem klaren Wortlaut der Bestimmung vielmehr, dass die ökonomisch-ökologische Rechtfertigungsfähigkeit der Verbringung aus Gründen des *Verwertbarkeitsanteil*s, des Werts der *verwertbaren Anteile,* der *Verwertungskosten* und/oder der *Beseitigungskosten* fehlt (VGH Baden-Württemberg, Urt. v. 24. Juli 2001, Az. 10 S 2294/99; in Juris veröffentlicht). Damit scheidet die Berufung auf diesen Einwand aus, wenn das Problem des betreffenden Verwertungsvorgangs „nur“ darin besteht, dass die Verwertung im Ausland beispielsweise wegen rechtlich oder faktisch weniger anspruchsvoller dortiger Entsorgungsstandards ökologisch unvorteilhaft ist.

Immerhin ist der so genannte Einwand der „fehlenden ökonomisch-ökologischen Rechtfertigung" im Prinzip eine geeignete Grundlage, um die Verbringung von Abfällen zu verhindern, deren geringe Nutzwerthaltigkeit in keinem vernünftigen Verhältnis zum ökologischen und ökonomischen Aufwand der Verwertung steht. Die Rechtsprechung interpretiert diesen Einwand allerdings bislang restriktiv. Probleme für die praktische Anwendung ergeben sich auch aus umstrittenen Verfahrensfragen (näher REESE, 2000b, S. 414) sowie daraus, dass die relevanten Sachverhaltsinformationen – unter anderem hinsichtlich der relevanten Verwertungs- und Beseitigungskosten am geplanten ausländischen Verwertungsort – innerhalb der kurzen Einwendungsfrist von 30 Tagen nicht etwa vom Abfallbesitzer, sondern von der zuständigen Behörde beigebracht werden müssen (VGH Baden-Württemberg, Urt. v. 24. Juli 2001, Az. 10 S. 2294/99; in Juris veröffentlicht).

Bei näherer Betrachtung zeigt sich, dass im Falle der Nutzung dieses Einwandes auch Schwierigkeiten auftreten können, die mit der unterschiedlichen Konzeption des deutschen und des europäischen Verwertungsbegriffs (Tz. 827 ff.) zusammenhängen. Der Einwand der „fehlenden ökonomisch-ökologischen Rechtfertigung" kann nach europäischem Recht gerichtet werden gegen die Verbringung von Abfällen *zur Verwertung*. Wenn eine Behörde den Einwand erhebt, erkennt sie damit an, dass es sich bei der geplanten Entsorgung um eine Verwertung handelt – wenn auch um eine, die unter ökologisch-ökonomischen Gesichtspunkten nicht gerechtfertigt ist. Daraus ergeben sich Probleme für den Fall, dass der Besitzer des betreffenden Abfalls anstelle der nicht zugelassenen Verwertung im Ausland nun eine gleichartige Verwertung im Inland ansteuert. Die Gesichtspunkte, die dem Einwand der fehlenden ökologisch-ökonomischen Rechtfertigung zugrunde liegen – geringer verwertbarer Anteil, geringer Wert des verwertbaren Anteils, Sinn der Verwertung unter Berücksichtigung der Verwertungs- und der Beseitigungskosten – sind nach der Systematik des deutschen Abfallrechts schon in der Definition des Verwertungsbegriffs untergebracht (Hauptzweckkriterium des § 4 Abs. 3, 4 KrW-/AbfG), können also nur genutzt werden, um den Verwertungscharakter einer Nutzung zu bestreiten, nicht aber, um eine als solche anerkannte Verwertung zu unterbinden. Nachdem die Behörde im Rahmen der verbringungsrechtlichen Beurteilung einer im Ausland beabsichtigten Verwertung anerkannt hat, dass es sich um eine Verwertung handelt, müsste die zuständige entsorgungspflichtige Körperschaft daher, wenn der Abfallbesitzer nun stattdessen eine gleichartige Verwertung im Inland anstrebt, wieder bestreiten, dass es sich überhaupt um eine Verwertung handelt, um den betreffenden Abfall doch noch als Beseitigungsabfall reklamieren zu können. Ein solcher Zickzackkurs bei der rechtlichen Einordnung gleichartiger Entsorgungsmaßnahmen dürfte im Falle eines Rechtsstreits kaum erfolgreich zu verteidigen sein. Mit der oben (Tz. 793) vorgeschlagenen Umstrukturierung des deutschen Abfallrechts würde sich dieses Problem lösen. Wenn Gesichtspunkte, die die ökonomisch-ökologische Rechtfertigung einer beabsichtigten Verwertung betreffen, nicht zu einem erheblichen Teil (Hauptzweckkriterium) in der Definition des Verwertungsbegriffs untergebracht, sondern als Kriterien für die Zulässigkeit der Verwertung formuliert würden, ließe sich gestützt auf diese Zulässigkeitskriterien rechtssicher auch die innerstaatliche Verwertung eines Abfalls unterbinden, gegen dessen gleichartige Verwertung im Ausland der Einwand fehlender ökonomisch-ökologischer Rechtfertigung erhoben worden ist.

Begrenzte mitgliedstaatliche Lenkungsmöglichkeiten

797. In Bezug auf Verwertungsabfälle besteht nach alledem eine weit gehende, durch die Mitgliedstaaten nicht beliebig einschränkbare europarechtliche Freiheit zum Export innerhalb der EG. Der Umgang mit Abfällen, die aus europarechtlicher Sicht als Verwertungsabfall zu klassifizieren sind, ist dementsprechend durch die mitgliedstaatliche Abfallwirtschaftspolitik nur noch begrenzt steuerbar. Die Reichweite der verbleibenden mitgliedstaatlichen Steuerungsmöglichkeiten hängt entscheidend davon ab, wie Beseitigungs- und Verwertungsabfälle aus europarechtlicher Sicht voneinander abzugrenzen sind. Verschiedene Versuche, innerhalb des deutschen Abfallrechts die Abgrenzung zwischen Beseitigung und Verwertung zu präzisieren und damit zugleich die Reichweite der für Beseitigungsabfälle geltenden Überlassungspflicht zu bestimmen, sind nicht zuletzt an Zweifeln hinsichtlich der Vereinbarkeit mit dem Europarecht gescheitert.

Laufende Verfahren beim Europäischen Gerichtshof – Schwierigkeiten der Entscheidungsprognose

798. Derzeit sind beim Europäischen Gerichtshof (EuGH) mehrere Verfahren anhängig, die zentrale Fragen der Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung und der mitgliedstaatlichen Regelungsmöglichkeiten in Bezug auf Verwertungsabfälle betreffen:

– In Vorabentscheidungsverfahren aufgrund von Vorlagen österreichischer und niederländischer Gerichte (Rs. C-6/00 und Rs. C-307-311/00) wird der Europäische Gerichtshof darüber zu befinden haben, ob der Bergversatz von Abfällen eine Verwertung im Sinne des europäischen Abfallrechts darstellen kann. Die Europäische Kommission hat die deutsche Praxis des Bergversatzes als europarechtswidrig beanstandet (Beschwerdeverfahren 98/4992; Mahnschreiben der Kommission vom 30. April 1999, SG(99) D 30/31). Die Schlussanträge des Generalanwalts liegen in diesem Verfahren inzwischen vor (Tz. 803).

– In einem von der Europäischen Kommission eingeleiteten Vertragsverletzungsverfahren gegen die Bundesrepublik Deutschland (Rs. C-228/00), geht es um die Frage, ob deutsche Behörden zu Recht Einwände gegen die Verbringung bestimmter gemischter Gewerbeabfälle zur Verbrennung in belgische Zementwerke erheben und ob die in mehreren Bundesländern erlassenen Verwaltungsvorschriften zur Abgrenzung zwischen energetischer Verwertung und Beseitigung mit

dem europäischen Abfallrecht vereinbar sind. Von deutscher Seite wird geltend gemacht, dass keine energetische Verwertung vorliegt, wenn es sich um Abfälle handelt, die nicht dem Heizwertkriterium des § 6 Abs. 2 KrW-/AbfG von 11 000 kJ entsprechen oder problematische Verunreinigungen enthalten, oder wenn bei der Verbrennung nicht mindestens ein Feuerungswirkungsgrad von 75 % erreicht wird. Die Kommission ist demgegenüber der Auffassung, dass Deutschland gegen das europäische Abfallrecht verstößt, indem es den Verwertungsbegriff in dieser Weise durch einschränkende Kriterien konkretisiert (vgl. zur Rechtsprechung deutscher Gerichte in diesem Punkt SCHLÜTER, 2001, S. 393).

– In einem weiteren Vertragsverletzungsverfahren, das die Europäische Kommission gegen Luxemburg angestrengt hat (Rs. C-458/00), ist zu entscheiden, ob luxemburgische Behörden den Export von Hausmüll nach Frankreich zur Verbrennung in einer dortigen Müllverbrennungsanlage unterbinden können. Nach Auffassung Luxemburgs handelt es sich hier um eine Verbringung zur Beseitigung, gegen die folglich der Einwand der Entsorgungsautarkie und Nähe erhoben werden kann. Die Kommission unterstützt dagegen den Standpunkt des Exporteurs, dass es sich um eine Verbringung zur Verwertung handele, da in der französischen Müllverbrennungsanlage, in die der Abfall verbracht werden soll, eine Abwärmenutzung stattfindet.

Besonders vom Ausgang der beiden zuletzt genannten Verfahren (zur umstrittenen Frage des Bergversatzes näher Tz. 803) hängt ab, inwieweit die Entwicklung der Abfallwirtschaft künftig überhaupt noch durch umweltpolitische Entscheidungen auf nationaler Ebene gestaltbar ist. An der Entscheidung im Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland hängt mindestens die Reichweite der auf nationaler Ebene verbleibenden Steuerungsmöglichkeiten in Bezug auf Gewerbeabfälle. Im Vertragsverletzungsverfahren gegen Luxemburg steht noch mehr auf dem Spiel. Setzt sich in diesem Verfahren die Kommission durch, könnte dies praktisch das Ende der bisher im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verankerten Überlassungspflicht für Hausmüll und der gesamten von dieser Überlassungspflicht abhängigen bisherigen Entsorgungsordnung bedeuten. Angesichts dieser Bedeutung des Rechtsstreits ist nicht verständlich, dass die Bundesregierung die Möglichkeit, dem Verfahren beizutreten und die Rechtsauffassung Luxemburgs zu unterstützen, nicht genutzt hat.

Wie die Entscheidungen des Europäischen Gerichtshofs ausfallen werden, lässt sich nicht mit völliger Sicherheit vorhersagen. Einerseits strebt das europäische Abfallrecht erkennbar an bzw. geht davon aus, dass Verwertung im Vergleich zur Beseitigung grundsätzlich die mit geringeren Risiken für die Umwelt verbundene, umweltverträglichere Entsorgungsoption darstellt. Nur mit dieser Voraussetzung lässt sich erklären und rechtfertigen, dass die Abfallverbringungsverordnung für Beseitigungsabfälle ein ganz anderes, strengeres, die Verbringung ins Ausland sehr viel einschränkender reglementierendes rechtliches Regime vorsieht als für Abfälle, die zur Verwertung bestimmt sind (vgl. auch Generalanwalt 2001b, Tz. 78). Andererseits stellt das europäische Abfallrecht aber weder durch entsprechend weit reichende Standards für die unterschiedlichen Verwertungsprozesse noch durch anspruchsvolle Definitionskriterien der Verwertung ausdrücklich sicher, dass die vorausgesetzte größere Umweltverträglichkeit der Verwertung auch tatsächlich gegeben ist (Abschn. 4.1.4.2.5). Der erkennbare, deutlich zum Ausdruck gebrachte Sinn und Zweck der europäischen Rechtsgrundlagen auf der einen und ihr expliziter Regelungsgehalt auf der anderen Seite stimmen also nicht recht überein. Diese konzeptionelle Widersprüchlichkeit eröffnet Spielraum für gegenläufige Auslegungen. Die europäische Rechtslage und die verbleibenden Handlungsspielräume für die nationale Abfallpolitik sind daher von Unsicherheiten geprägt.

4.1.5.2 Mitgliedstaatliche Definitionskriterien für die Abgrenzung zwischen Beseitigung und Verwertung

799. Inwieweit die EG-Mitgliedstaaten befugt sind, die Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung durch eigene Definitionskriterien zu steuern, ist umstritten. Nach einer verbreiteten Auffassung sind solche mitgliedstaatlichen Abgrenzungen, insbesondere wenn dadurch bislang praktizierte Verwertungen zugunsten der Beseitigung ausgeschlossen werden, europarechtlich prinzipiell problematisch (siehe z. B. LINHER, 2001a, S. 18; KRÄMER, 2000, S. 250; FRENZ, 1999, S. 305). Zweifellos liegt ein Problem darin, wenn Konkretisierungsmaßstäbe für die auch im europäischen Abfallrecht zentrale Unterscheidung zwischen Beseitigung und Verwertung auf der Ebene der Mitgliedstaaten jeweils nach eigenen umweltpolitischen Vorstellungen entwickelt werden und damit zwangsläufig unterschiedlich ausfallen (KRÄMER, 2001, S. 81). Das bedeutet aber nicht, dass die Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung ausschließlich von europäischen Institutionen interpretiert und konkretisiert werden dürfte. Solange eine eindeutige Abgrenzung bzw. verbindliche Interpretation auf europäischer Ebene nicht vorliegt, bleibt gar nichts anderes übrig, als die bislang undeutliche Abgrenzung zunächst auf mitgliedstaatlicher Ebene zu interpretieren. Dabei haben die Mitgliedstaaten aber keinen politischen Spielraum. Da die Zulässigkeit von Abfallexporten in der EG-Abfallverbringungsverordnung geregelt ist und die Verordnung dabei auf die Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung abstellt, ist die Frage, ob ein Abfall als Verwertungsabfall ungehindert exportiert werden darf oder ob das Ursprungsland ihn als Beseitigungsabfall einstufen und auf dieser Grundlage den Export verhindern kann, nach europarechtlichen Maßstäben zu beantworten. Für die Abgrenzung zwischen Beseitigung und Verwertung ist insofern das europäische Recht maßgeblich. Mitgliedstaatliche Verwertungskriterien sind also zulässig insoweit, und nur insoweit, als sie den europäischen Verwertungsbegriff in zutreffender Weise konkretisieren,

d. h. nur Begriffsinhalte explizit machen, die der Sache nach auch bereits im europäischen Verwertungsbegriff enthalten sind.

4.1.5.2.1 „Minimalauslegung“ des europäischen Verwertungsbegriffs und Hausmüllentsorgung

800. Dem Wortlaut der unmittelbar auf die Verwertung bezogenen europäischen Regelungen nach ist der europäische Verwertungsbegriff in ökologischer Hinsicht vollkommen anspruchslos. Für das Vorliegen einer energetischen Verwertung werden keine anderen expliziten Anforderungen aufgestellt als die, die sich aus der Auflistung der verschiedenen Verwertungsverfahren im Anhang II B der Abfallrahmenrichtlinie (75/442/EWG) ergeben. Danach muss es sich um eine „Hauptverwendung als Brennstoff oder andere Mittel der Energieerzeugung“ handeln (Anhang II B, unter R 1). Die Kommission interpretiert dies im Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland dahin gehend, dass es für die Einstufung einer Abfallverbrennung als Verwertung genügt, wenn der verbrannte Abfall überhaupt einen positiven Heizwert hat, der genutzt wird (Europäische Kommission, 2000b, S. 19). Irgendwelche weiteren, beispielsweise die ökologische Sinnhaftigkeit betreffenden Anforderungen an das Vorliegen einer Verwertung stellt nach dieser Auffassung das europäische Abfallrecht nicht, sodass es hier auch für die Mitgliedstaaten nichts weiter zu konkretisieren gibt. Konsequenterweise wäre nach dieser Minimalauslegung auch die beabsichtigte Verbrennung von Hausmüll in einer ausländischen Müllverbrennungsanlage mit Abwärmenutzung, die im Vertragsverletzungsverfahren gegen Luxemburg (Tz. 798) zur Diskussion steht, als Verwertung einzustufen.

Die von der Kommission zugrunde gelegte weite Auslegung des Verwertungsbegriffs wird auch in der Literatur überwiegend als richtig angesehen (s. BOTHE und SPENGLER, 2001, S. 65 ff.; SCHERER-LEYENDECKER, 1999, S. 595 f.). Es gibt allerdings auch Gründe, die gegen sie sprechen. Die von der Kommission befürwortete Interpretation führt zu dem merkwürdigen Ergebnis, dass für den Bereich der Abfallverbrennung die Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung praktisch in sich zusammenfällt: Da das europäische Abfallrecht eine Nutzung der entstehenden Verbrennungsenergie für jede Form der Abfallverbrennung vorschreibt (Tz. 785), gäbe es nach dieser Interpretation überhaupt keine Verbrennung mehr, die nicht als Verwertung einzustufen wäre. Dieses Ergebnis passt schlecht zur Systematik der Abfallrahmenrichtlinie. Diese enthält neben der im Anhang II B aufgeführten Liste der Verwertungsverfahren auch eine Liste der Beseitigungsverfahren, in der unter anderem die „Verbrennung an Land“ aufgeführt ist (Anhang II B, unter D 10). Die Abfallrahmenrichtlinie geht also offenbar davon aus, dass neben der energetischen Verwertung auch noch eine als Beseitigung einzustufende Abfallverbrennung existiert.

Auch die Konsequenzen für die nationalen Entsorgungsordnungen sprechen, wenn nicht gegen die Richtigkeit der „Minimalauslegung“ des Verwertungsbegriffs, so doch zumindest gegen eine Interpretation der Abfallverbringungsverordnung, die den Mitgliedstaaten auf Verwertungsabfälle im Sinne der Minimalauslegung kaum noch einen Zugriff ermöglicht. Das europäische Abfallrecht setzt voraus, dass es eine relevante Kategorie von Abfällen gibt, die nach den Prinzipien der Entsorgungsautarkie und Nähe nahe der Anfallstelle im Inland zu beseitigen sind, für deren Entsorgung demgemäß in jedem Mitgliedstaat ein Netz von geeigneten Beseitigungsanlagen vorzuhalten ist (Artikel 5 AbfallrahmenRL), und deren Verbleib im Inland der jeweilige Mitgliedstaat erzwingen kann (Artikel 4 Abs. 3 a AbfVerbrVO). Folgt man der Auslegung der Kommission, dann gibt es, jedenfalls nach den Regelungen der Abfallverbringungsverordnung, praktisch keine relevanten Abfallmengen mehr, auf deren Verbleib im Inland ein Mitgliedstaat bestehen kann. Insbesondere könnten innerhalb der EU nicht nur hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, sondern auch sämtlicher Hausmüll im Prinzip nach Belieben des jeweiligen Abfallbesitzers zur „Verwertung“ ins Ausland exportiert werden. Eine Auslegung des europäischen Abfallrechts, die in dieser Weise den Prinzipien der Entsorgungsautarkie und Nähe den Boden entzieht, ist unvereinbar mit dem EG-verfassungsrechtlichen Grundsatz, in dem diese Prinzipien ihre Wurzel haben, nämlich dem Grundsatz, dass Umweltbeeinträchtigungen an ihrem Ursprung zu bekämpfen sind (Artikel 174 Abs. 2 Satz 2 EGV; zu dieser EG-vertraglichen Verankerung s. EuGH Rs. C-2/90, Slg. I 1992, 4431 – Wallonien, Tz. 34).

Interpretationen, die einen innereuropäischen „Verwertungs“abfalltourismus ohne jede Rücksicht auf ökologische Gesichtspunkte entfesseln würden, sind auch mit dem Sinn und Zweck des europäischen Abfallrechts nicht vereinbar. Der hohe Stellenwert, den das Europarecht der Abfallverwertung einräumt, und die strengeren Beschränkungen, denen der Umgang mit Beseitigungsabfällen unterliegt, fußen auf der Annahme, dass Verwertung normalerweise die auch unter Umweltschutzgesichtspunkten vorzugswürdige Option ist. Das europäische Abfallrecht kann und muss daher so interpretiert werden, dass diese Annahme nicht völlig ad absurdum geführt wird.

Speziell für die Hausmüllentsorgung hat der Europäische Gerichtshof auch bereits anerkannt, dass es sich hier um eine im Allgemeininteresse liegende Aufgabe handelt, die „möglicherweise durch das Angebot von Dienstleistungen der Müllabfuhr, das zur Gänze oder zum Teil private Unternehmen den Bürgern machen, nicht in dem Maß erfüllt werden (kann), das aus Gründen der öffentlichen Gesundheit und des Umweltschutzes für erforderlich gehalten wird“, sodass die Mitgliedstaaten sie „von Behörden wahrnehmen lassen“ dürfen (EuGH Rs. C-360/96 – BFI Holding, Slg. 1998 I, S. 6821, 6866).

801. All dies lässt erwarten, dass der Europäische Gerichtshof die Rechtsauffassung der Kommission nicht in vollem Umfang übernehmen und insbesondere die Möglichkeit der Mitgliedstaaten aufrechterhalten wird, Hausmüll einer Überlassungspflicht zu unterwerfen, die auch gegen Exportwünsche durchsetzbar ist. Erreichen könnte der Europäische Gerichtshof dies einerseits mit einer

ökologisch anspruchsvolleren Definition des Verwertungsbegriffs, als ihn die Kommission vertritt. Wie ausgeführt, liefert die Systematik des europäischen Abfallrechts dafür gewisse Anhaltspunkte (Tz. 800). Die Anreicherung des europäischen Verwertungsbegriffs mit Anforderungen, die in der Abfallrahmenrichtlinie und den anderen europäischen Regelwerken nicht ausdrücklich benannt, sondern allenfalls mit deren Systematik und Zweck begründbar sind, wirft allerdings Ableitungs- und Begrenzungsprobleme auf: Jenseits der von der Kommission vertretenen Minimalauslegung geben die europäischen Rechtstexte keine klare begriffliche Abgrenzungslinie zwischen Verwertung und Beseitigung her.

802. Denkbar ist daher auch, dass der Europäische Gerichtshof vom begrifflichen Ansatz her der Kommission folgen, d. h. von einem weiten, ökologisch anspruchslosen Verwertungsbegriff ausgehen, zugleich aber den Mitgliedstaaten die Möglichkeit zugestehen oder zumindest nicht ausdrücklich verschließen wird, die Überlassung von Hausmüll an entsorgungspflichtige Körperschaften im Inland durchzusetzen. Um den Verbleib von Hausmüll im Inland sicherzustellen, steht den Mitgliedstaaten einerseits grundsätzlich die Möglichkeit offen, gegen eine Verbringung ins Ausland im Einzelfall den Einwand der fehlenden ökonomisch-ökologischen Rechtfertigung nach der Verbringungsverordnung zu erheben. Dieser Einwand dürfte insbesondere dann begründet sein, wenn Abfall, der im Inland auf der Grundlage bestehender Überlassungspflichten einer Hausmüllverbrennung mit Abwärmenutzung zuzuführen wäre, stattdessen zu einer Verbrennung mit Abwärmenutzung ins Ausland verbracht werden soll. In Deutschland kann dieser Einwand der fehlenden ökonomisch-ökologischen Rechtfertigung allerdings erst nach einer entsprechenden Umstrukturierung des deutschen Abfallrechts uneingeschränkt genutzt werden (Tz. 796).

Darüber hinaus kommt in Betracht, dass der Europäische Gerichtshof den Mitgliedstaaten die Möglichkeit zugesteht, die Überlassung von Hausmüll an die entsorgungspflichtigen Körperschaften als eine – auch von Artikel 86 Abs. 2 EGV gedeckte – weiter gehende Umweltschutzmaßnahme im Sinne des Artikel 176 EGV anzuordnen. Ob Artikel 176 EGV Verbringungsbeschränkungen über die Einwendungsmöglichkeiten der Abfallverbringungsverordnung hinaus zulässt, ist umstritten (verneinend KRÄMER, 2000, S. 254; bejahend WINTER, 2001, S. 67). Mit Rücksicht auf das vorrangige EG-Vertragsrecht muss diese Frage bejaht werden. Zwar könnte die Verbringungsverordnung für sich genommen dahin gehend interpretiert werden, dass der Katalog der zulässigen Einwände gegen eine Verbringung von Verwertungsabfällen abschließenden Charakter hat, eine darüber hinausgehende Beschränkung der Verbringungsmöglichkeiten also nicht zulässig sein soll. Die Verordnung darf aber nicht ohne Berücksichtigung des EG-Vertragsrechts ausgelegt werden. Dieses bestimmt in Artikel 176 EGV, dass bei Rechtsakten, die auf die Umweltkompetenzen des EG-Vertrages gestützt sind, die Mitgliedstaaten weiter gehende Schutzmaßnahmen ergreifen dürfen. Da die Normen des EG-Vertrags höherrangig sind, steht es dem einfachen Richtlinien- oder Verordnungsrecht nicht frei, sich einen abschließenden Charakter in dem Sinne beizulegen, dass weiter gehende Schutzmaßnahmen, die durch Artikel 176 EGV zugelassen sind, ausgeschlossen werden. Allerdings müssen mitgliedstaatliche Verbringungsbeschränkungen, die über die Regelungen der Abfallverbringungsverordnung hinausgehen, mit den Grundfreiheiten des EG-Vertrages – konkret: mit der Warenverkehrsfreiheit – vereinbar sein.

803. Die Position des Europäischen Gerichtshofs in dieser Frage ist unklar. Der Gerichtshof hat Verbringungsbeschränkungen, die über die Regelungen der Verbringungsverordnung hinausgehen, zwar bislang noch in keinem konkreten Fall gebilligt, zugleich aber für den Fall, dass zwingende Gründe des Umweltschutzes sie erfordern, die Möglichkeit dazu nicht ausgeschlossen (EuGH Rs. C-203/96 – Dusseldorp, NVwZ 1998, S. 1169 ff., Tz. 35 ff.; vgl. auch EuGH Rs. C-209/98 – Kopenhagen, ZUR 2000, S. 399 ff., Tz. 44 ff.; WINTER, 2001, S. 67). In seinem Urteil vom 13. Dezember 2001 in der Rechtssache C-324/99 (Daimler Chrysler) hat der Gerichtshof zwar, bezogen auf die in der Verbringungsverordnung zugelassenen Einwände gegen eine Verbringung von Beseitigungsabfällen innerhalb der EU, festgestellt, dass die betreffende Regelung abschließenden Charakter hat, weitere Einwände also nicht zulässig sind (Rs. C-324/99, Tz. 50); dasselbe ist dementsprechend auch für die zugelassenen Einwände gegen eine Verbringung von Verwertungsabfällen anzunehmen. Diese Aussage dürfte aber ausschließlich auf die Interpretation des Verordnungstextes zu beziehen sein, nicht dagegen auf die Frage, ob über die Regelungen der Verordnung hinaus mitgliedstaatliche Regelungen auf der Grundlage des Artikel 176 EGV zulässig sind. Wie die Schlussanträge des Generalanwalts, denen der Gerichtshof üblicherweise folgt und auch in diesem Fall gefolgt ist, ausdrücklich klarstellen, stand die Frage, ob Artikel 176 EGV weiter gehende als die in der Verordnung vorgesehenen Beschränkungen zulässt, in diesem Fall nicht zur Entscheidung (Generalanwalt, 2001a, Tz. 56). Die Ausführungen im Urteil können daher auch nicht als Antwort auf diese Frage interpretiert werden. In Bezug auf Hausmüll bestehen evidenterweise die geforderten zwingenden Gründe für Regelungen, die den einzelnen Hausmüllerzeuger daran hindern, seinen Hausmüll je für sich verwertungshalber zu exportieren. Die Freiheit der Hausmüllerzeuger, ihre Abfälle innerhalb der EG zur Verwertung zu verbringen, darf daher durch eine Überlassungspflicht beschränkt werden. Dies vorausgesetzt, sind die Mitgliedstaaten europarechtlich auch nicht daran gehindert, die Überlassungspflicht, zu deren Einführung sie berechtigt sind, als Pflicht zur Überlassung an entsorgungspflichtige öffentliche Körperschaften auszugestalten.

Weniger wahrscheinlich, aber nicht ausgeschlossen ist, dass der Europäische Gerichtshof exportbeschränkende Überlassungspflichten auch für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle oder Abfälle, die wegen stark wechselnder Zusammensetzung und potenziell stark schwankender Schadstoffbelastung ähnliche Probleme wie der Hausmüll aufwerfen, billigen wird (Tz. 805 ff.).

Aufschlussreich für die Frage, wie sich die Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs voraussichtlich entwickeln wird, sind die kürzlich vorgelegten Schlussanträge des Generalanwalts vom 15. November 2001 in der Rechtssache C-6/00, die die Verbringung von Abfällen zum Bergversatz betrifft. Der Generalanwalt geht hier von einem in ökologischer Hinsicht anspruchslosen Verwertungsbegriff aus; als Verwertung soll der Bergversatz von Abfällen bereits dann gelten, wenn die Abfälle an die Stelle anderer Stoffe treten, die bei Nichteinsatz von Abfällen verwendet werden würden, d. h. wenn z. B. aus sicherheits- oder bergtechnischen Gründen in jedem Fall – gegebenenfalls mit anderem Material als mit Abfällen – eine Verfüllung des betreffenden Bergwerkshohlraums erfolgen muss (Generalanwalt, 2001b, Tz. 86). Andererseits wird aber deutlich gemacht, dass der Zweck der Verbringungsverordnung gerade darin besteht, „ein harmonisiertes System von Verfahren bereitzustellen, mit denen der Umlauf der Abfälle begrenzt werden kann, um den Schutz der Umwelt sicherzustellen“ (Generalanwalt, 2001b, Tz. 50). Unter anderem mit Verweis auf den Einwand der fehlenden ökonomisch-ökologischen Rechtfertigung (Tz. 796) hebt der Generalanwalt hervor, dass der im europäischen Abfallrecht festgelegte Vorrang der Verwertung „nicht heißt, dass jede beabsichtigte Verwertung zu genehmigen ist. Die Rechtmäßigkeit der Verwertung steht nämlich ihrerseits unter dem Vorbehalt der vorrangigen Belange des Umweltschutzes“ (Generalanwalt, 2001b, Tz. 68). Angesichts des üblicherweise großen Einflusses der Schlussanträge des Generalanwalts auf die Entscheidungen des Europäischen Gerichtshofs kann in diesen Ausführungen eine Bestätigung der Vermutung gesehen werden, dass der Gerichtshof zwar einerseits den Verwertungsbegriff ökologisch anspruchslos definieren, zugleich aber den Mitgliedstaaten nicht die Möglichkeit versperren wird, Verbringungen zu unterbinden, wenn dargelegt werden kann, dass sie bei Abwägung der relevanten wirtschaftlichen und ökologischen Gesichtspunkte (Tz. 779, Abschn. 4.1.2) nicht sinnvoll sind.

4.1.5.2.2 Heizwert-, Energieeffizienz- und Schadstoffkriterien

804. Dass der Gerichtshof für den europäischen Verwertungsbegriff anspruchsvolle quantitativ bestimmte Heizwert-, Schadstoff- oder Energieeffizienzkriterien formulieren und damit die Festlegung anspruchsvoller derartiger Kriterien auf mitgliedstaatlicher Ebene billigen wird, ist aus den bereits angesprochenen Gründen nicht zu erwarten. Dass Abfall überhaupt einen positiven Heizwert haben muss, um verwertet werden zu können, ist anerkannt (Tz. 800). Die Auffassungen darüber, wie hoch dieser Heizwert sein muss, damit von einer Verwertung die Rede sein kann, gehen allerdings innerhalb Europas weit auseinander. Frankreich beispielsweise begnügt sich mit einem Heizwert von 5 000 kJ pro kg. Angesichts dieser Auffassungsunterschiede kann als ausgeschlossen gelten, dass der Europäische Gerichtshof das anspruchsvolle deutsche Heizwertkriterium des § 6 Abs. 2 KrW-/AbfG übernimmt. Ohnehin ist ein hoher Heizwert für den ökologischen Sinn oder Unsinn einer Verwertungsmaßnahme kein besonders geeigneter Pauschalmaßstab. Mit einer Konkretisierung des europäischen Verwertungsbegriffs durch anspruchsvolle Heizwert-, Energieeffizienz- und Schadstoffkriterien würde der Europäische Gerichtshof im Übrigen das europäische Abfallrecht zumindest vorläufig, d. h. vorbehaltlich eines grundsätzlichen gesetzgeberischen Umbaus, auf die Option festlegen, die ökologische Vertretbarkeit der Abfallverwertung weitestgehend schon im *Begriff der Verwertung* und nicht durch die Festlegung anspruchsvoller *Standards für die Verwertung* zu gewährleisten. Diese Option ist aber bislang in der Systematik des europäischen Abfallrechts nicht angelegt, sie ist rechtspolitisch innerhalb der EG umstritten (Tz. 827), und sie ist auch nicht die vorzugswürdige (Abschn. 4.1.6).

4.1.5.3 Überlassungspflichten für Abfallgemische und Getrennthaltungspflichten

805. Die mit regional und international unterschiedlichen Umweltschutzniveaus zusammenhängenden erheblichen Unterschiede in den Entsorgungspreisen schaffen gegenwärtig einen starken Anreiz, gewerbliche Verwertungs- und Beseitigungsabfälle zu vermischen oder von vornherein vermischt anfallen zu lassen, weil auf diese Weise erreicht werden kann, dass das entstandene Gemisch insgesamt als Verwertungsabfall eingestuft wird und damit nicht mehr der örtlichen entsorgungspflichtigen Körperschaft zur Beseitigung überlassen werden muss, sondern zur Sortierung an Standorte mit niedrigeren Entsorgungsstandards und entsprechend niedrigeren Beseitigungskosten für die nicht verwertbaren Anteile des Gemischs verbracht werden darf (Tz. 763). Selbst wo es bei einer von den Beseitigungskosten abstrahierenden Betrachtungsweise auch betriebswirtschaftlich sinnvoll wäre, verwertbaren Abfall von Beseitigungsabfall getrennt zu halten, entfällt so die einzelwirtschaftliche Veranlassung dazu. Dieser kontraproduktiven Anreizstruktur sollte in erster Linie durch Angleichung der Entsorgungsstandards und ihres praktischen Vollzugs entgegengewirkt wird (Tz. 790 f.). Da dies aber nur begrenzt in der Hand des deutschen Gesetzgebers liegt, muss auch nach anderen Korrekturmechanismen gesucht werden.

4.1.5.3.1 Überlassungspflichten für Mischabfälle

Pauschallösungen mit weit gehender Überlassungspflicht

806. Die gedanklich nahe liegende Möglichkeit, Gemische aus verwertbarem und beseitigungsbedürftigem Abfall bzw. die für die Nutzung des verwertbaren Teils erforderlichen Sortier- und sonstigen Trennvorgänge prinzipiell der Beseitigung zuzuordnen, scheidet nach geltendem Recht aus (Tz 810; NIESEL und WIESMANN, 2000, S. 379 f.; KLAGES, 2001, S. 9 f., m. w. N.). Entsprechende Rechtsänderungen wären auch weder europarechtskonform noch umweltpolitisch sinnvoll. Schematische Zuordnungen etwa anhand des jeweils überwiegenden Anteils oder, wie in einigen Bundesländern praktiziert, anhand bestimmter relativ hoch angesetzter

Prozentsätze (s. DIECKMANN, 2000, S. 70, m. w. N.) sind ebenfalls mit geltendem deutschem und europäischem Recht nicht vereinbar (DIPPEL, 2000, S. 52; GIESBERTS, 1999, S. 605) und auch von der Sache her problematisch, weil der Anteil verwertbarer und unverwertbarer Abfälle in einem Gemisch über die ökologische und ökonomische Vorzugswürdigkeit des einen oder anderen Entsorgungspfads wenig aussagt.

Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

807. Eine Reihe von Vorschlägen, die sich bislang nicht haben durchsetzen können, zielt darauf, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und von ihrer Problematik her vergleichbare – wechselnd zusammengesetzte und wechselnd schadstoffhaltige – Abfälle in mehr oder weniger weit gehendem Umfang der kommunalen Beseitigung zuzuweisen. Dabei wurden im Einzelnen unterschiedliche Abgrenzungsstrategien verfolgt.

Nach dem Abgrenzungspapier der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall aus dem Jahr 1997 war vorgesehen, heterogen oder wechselnd zusammengesetzte Abfälle, die verschiedene Schadstoffe enthalten können, grundsätzlich von der energetischen Verwertung auszuschließen (LAGA, 1997, Nr. 6.2.2.2).

Der Ansatz des in einer Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft erarbeiteten so genannten Konsenspapiers vom November 1997 geht dahin, bei Mischabfällen von stark wechselnder Zusammensetzung und potenziell stark schwankender Schadstoffbelastung die thermische Behandlung grundsätzlich als Beseitigung einzustufen, wenn sie ohne eine Sortierung oder sonstige verwertungsorientierte Vorbehandlung erfolgt (BUND/LÄNDER-AG, 1997, Abschn. 3 Nr. 2.1.2.3).

Die länderoffene Arbeitsgemeinschaft, die von der 54. Umweltministerkonferenz am 6./7. April 2000 mit der Erarbeitung von Vorschlägen zur Änderung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes beauftragt worden war, hat eine Listenlösung erarbeitet, nach der eine Reihe mengenmäßig bedeutsamer Mischabfälle aus dem gewerblichen Bereich prinzipiell überlassungspflichtig sein soll (s. i. E. GASSNER, et al., 2000, S. 14 ff.). Nach einem Gespräch mit Vertretern der Europäischen Kommission wurde auf Bundesebene beschlossen, diesen Vorschlag wegen europarechtlicher Bedenken nicht weiter zu verfolgen. Nach wie vor ist er aber im politischen Gespräch. So hat z. B. im darauf folgenden Jahr die SPD-AG Umwelt noch einmal eine ähnliche Listenlösung erwogen (SPD-AG Umwelt, 2001), die aber nicht in einen entsprechenden ausgearbeiteten Gesetzgebungsvorschlag mündete.

Bei einer rein auf die deutschen Verhältnisse und das deutsche Recht fixierten Betrachtungsweise spricht vieles für die Vorschläge der Bund-Länder-AG und der länderoffenen Arbeitsgemeinschaft. Beide Vorschläge wären im Prinzip geeignet, die eingangs dargestellten Fehlentwicklungen im Bereich der Gewerbemüllentsorgung zu korrigieren. Die von der Bund-Länder-AG vorgenommene Zuordnung, die von ihrer Problematik her hausmüllähnliche Abfälle demselben Entsorgungsregime wie Hausmüll zuweist, ist im Ergebnis abwägungskonsistent und entspricht der entstehungsgeschichtlichen Intention des deutschen Gesetzgebers (DOLDE und VETTER, 1999, S. 96, m. w. N.; s. auch SRU, 1994, S. 322 f.). Die im Anschluss an die 54. Umweltministerkonferenz vorgeschlagene Listenlösung ist weniger deutlich von dem Anliegen einer ökologisch vernünftigen Verwertungssteuerung und deutlicher von dem Bemühen geprägt, die Auslastung der kommunalen Anlagen sicherzustellen. Auch wenn man sich deshalb über die einzelnen Elemente der Auflistung streiten kann, hat die listenförmige Spezifizierung der Gewerbeabfälle, die überlassungspflichtig sein sollen, aber jedenfalls den Vorzug großer Einfachheit und Praktikabilität im Vollzug. Dieser Vorzug ist von kaum zu überschätzender Bedeutung.

Europarechtliche Grenzen: unscharf

808. Das Problem liegt wiederum beim Europarecht. Die Grenzen sind hier enger gesteckt, als das aus kommunaler Sicht wünschenswert wäre. Der vom Europäischen Gerichtshof bislang anspruchslos interpretierte europäische Verwertungsbegriff (Tz. 800) erlaubt es nicht, die Nutzung eines in seiner wechselnden Zusammensetzung problematischen Mischabfalls grundsätzlich als Beseitigungsabfall einzustufen, dessen Export nach der Abfallverbringungsverordnung ohne weiteres unter Berufung auf das Näheprinzip verhindert werden kann. Auch die vorgeschlagene Listenlösung ist aus diesem Grund nicht ganz unproblematisch, denn die vorgeschlagene Überlassungspflicht impliziert für die aufgelisteten Abfälle ein von eventuellen Verwertungsabsichten des Abfallbesitzers unabhängiges Verbringungsverbot auch für verwertbare Abfälle (für Europarechtswidrigkeit daher TETTINGER, 2000; für Europarechtskonformität, aber ebenfalls mit Hinweis auf ein bestehendes Risiko der Verwerfung durch den EuGH: GASSNER et al. 2000, S. 119).

Eine den Export ausschließende Überlassungspflicht für nach Herkunft, Zusammensetzung und/oder Schadstoffproblematik hausmüllähnliche Gewerbeabfälle könnte als über die Regelungen der Abfallverbringungsverordnung hinausgehende Umweltschutzmaßnahme im Sinne des Artikel 176 EGV zulässig sein. Angesichts der bisherigen wettbewerbsorientierten Grundtendenz der EuGH-Rechtsprechung zum Abfallrecht und des damit verbundenen Bestrebens, dem freien grenzüberschreitenden Verkehr von Abfällen zur Verwertung möglichst viel Raum zu geben, und im Hinblick auf die schon angesprochenen Abgrenzungsprobleme (Tz. 799 f.) ist allerdings fraglich, ob und inwieweit auf Artikel 176 EGV gestützte Überlassungspflichten für hausmüllähnliche oder sonstige gemischte Gewerbeabfälle auch vor dem Europäischen Gerichtshof Bestand haben würden.

Eine tragfähige Grundlage für Überlassungspflichten in Bezug auf hausmüllähnliche und/oder wechselnd zusammengesetzte heterogene Gewerbeabfälle könnte die Ausnahmeregelung des Artikel 86 Abs. 2 EGV bieten, die es den Mitgliedstaaten ermöglicht, für Dienstleistungen von

allgemeinem wirtschaftlichen Interesse Dienstleistungsmonopole zu begründen. Auch insoweit lässt die bisherige Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs allerdings keine sicheren Prognosen zu. Zwar hat der Gerichtshof anerkannt, dass die Anwendung des Artikel 86 Abs. 2 EGV (früher: Artikel 90 II EGV) auch für Gewerbeabfälle zur Verwertung in Betracht kommt (EuGH Rs. C 209/98 – Kopenhagen, ZUR 2000, S. 399 ff., Tz. 52 ff.; EuGH Rs. C-203/96 – Dusseldorp, NVwZ 1998, S. 1169 ff., Tz. 63 ff.). In der Kopenhagen-Entscheidung wurde die Einräumung eines ausschließlichen Rechts zur Behandlung bestimmter Bauabfälle an eine begrenzte Zahl von Entsorgungsunternehmen als rechtmäßig angesehen; dies aber nur, weil auf andere Weise eine Verwertung dieser Abfälle nicht erreichbar gewesen wäre. Für die Annahme, dass Artikel 86 II EGV auch zur Verfügung steht, um unabhängig von konkreten Umweltgefährdungen gewerbliche Abfälle einer vom Abfallbesitzer beabsichtigten und auf den Märkten angebotenen Verwertung gerade zu entziehen, bietet die Entscheidung daher keine sichere Grundlage. In derselben Entscheidung hat der Europäische Gerichtshof deutlich erklärt, dass über die Bestimmungen der Abfallverbringungsverordnung hinausgehende Beschränkungen des freien Verkehrs von Verwertungsabfällen unzulässig sind, „wenn es keinen Anhaltspunkt für eine Gefahr für die Gesundheit oder das Leben von Menschen, Tieren oder Pflanzen oder für die Umwelt gibt“ (ebd. Tz. 51). Es ist nicht völlig auszuschließen, dass der Gerichtshof sich an diesem restriktiven Maßstab auch bei der Beantwortung der – im Kopenhagen-Fall offen gelassenen (ebd. Tz. 31) – Frage orientieren wird, ob und inwieweit der freie Warenverkehr mit Verwertungsabfällen durch örtliche Entsorgungsmonopolrechte nach Artikel 86 Abs. 2 EGV beschränkt werden kann. Die Möglichkeiten, Entsorgungsmonopole für Gewerbeabfälle zu begründen, für die ein Verwertungsmarkt besteht, wären nach diesem Maßstab eng begrenzt (bei optimistischerer Formulierung im Ergebnis nicht anders FRENZ, 2000, S. 617). Außerhalb der besonderen Konstellation des Kopenhagen-Falls, in dem es darum ging, durch die Begründung eines Monopols für die Entsorgung von Baustellenabfällen den Aufbau geeigneter *Verwertungsanlagen* möglich zu machen, hat der Europäische Gerichtshof bislang auch dem Interesse an der Kapazitätsauslastung vorhandener Anlagen kein Gewicht beigemessen. Nach der Dusseldorp-Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs kann dieses Interesse Einschränkungen der Warenverkehrsfreiheit für verwertbare Abfälle nicht rechtfertigen (EuGH Rs. C-203/96 – Dusseldorp, NVwZ 1998, 1169 Tz. 44).

809. In der Sache bietet das Europarecht allerdings durchaus Anhaltspunkte für Auslegungen, die den Mitgliedstaaten etwas größere Regelungsspielräume eröffnen, als sie sich in den abfallrechtlichen Entscheidungen des Europäischen Gerichtshofs bislang andeuten (s. auch KOCH und REESE, 2001b; SCHMELZ und ERMACORA, 2001; WINTER, 2001; GASSNER et al., 2000). Der mit dem Vertrag von Amsterdam eingefügte Artikel 16 EGV bezweckt, im Verhältnis zu den zahlreichen Vorschriften des EG-Vertrags, die der Realisierung eines freien Wettbewerbs dienen, das Modell der gemeinwirtschaftlichen Daseinsvorsorge mit den dazugehörigen Wettbewerbsbeschränkungen zu stärken (HATJE, 2000, Rn. 1; JUNG, 1999, Rn. 7). Dies muss sich auch in einer entsprechend daseinsvorsorgefreundlicheren Auslegung des Artikel 86 Abs. 2 EGV niederschlagen (BUDDE und STAPPER, 2001, S. 59 f.). Mit der gesetzlichen Begründung von Überlassungspflichten für hausmüllähnliche oder von ihrer Problematik her dem Hausmüll vergleichbare gewerbliche Mischabfälle würde die Bundesrepublik Deutschland sich daher nicht dem Vorwurf absichtlicher oder fahrlässiger Verletzung des europäischen Rechts aussetzen. Je weiter gehend allerdings Überlassungspflichten auch für Gewerbeabfallgemische begründet werden, die im Sinne des anspruchslosen europäischen Verwertungsbegriffs verwertbare Anteile enthalten, desto größer ist das Risiko, dass eine solche Regelung vor dem Europäischen Gerichtshof letztlich keinen Bestand haben würde. Geht man davon aus, dass – trotz der faktisch auch bei Hausmüll gegebenen Verwertungsmöglichkeiten – eine Überlassungspflicht für Hausmüll mit dem europäischen Recht vereinbar ist und auch vom Europäischen Gerichtshof gebilligt werden wird (Tz. 800 ff.), dann liegt es nahe, dasselbe auch anzunehmen in Bezug auf nach Entstehung und Zusammensetzung hausmüllähnliche Abfälle aus dem gewerblichen Bereich, d. h. für diejenigen Abfälle, die im gewerblichen Bereich nicht aufgrund der spezifischen Produktion des jeweiligen Betriebs, sondern aufgrund der Tatsache anfallen, dass sich Menschen dort für einen großen Teil ihres Tages aufhalten. Die gesetzliche Begründung einer Überlassungspflicht für in diesem Sinne hausmüllähnliche Gewerbeabfälle erscheint daher als europarechtlich zwar nicht vollkommen risikofrei, aber doch sehr gut vertretbar. Die Zugriffsmöglichkeiten, die sich mit einer in dieser Weise eingeschränkten Überlassungspflicht für gewerbliche Mischabfälle eröffnen, können allerdings auch – und womöglich noch weiter reichend – auf dem Weg über entsprechende Getrennthaltungspflichten erreicht werden.

4.1.5.3.2 Getrennthaltung

4.1.5.3.2.1 Gesetzliche Getrennthaltungspflicht

810. Eine Lösung, die darauf abzielt, dass Abfälle dann und nur dann verwertet werden, wenn dies der ökologisch und gesamtwirtschaftlich sinnvollere Weg ist, kommt unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen nicht ohne Getrennthaltungspflichten aus, die vorhandenen Anreizen zu abfallwirtschaftlich nicht sinnvoller Erzeugung von Mischabfällen entgegenwirkt. Beseitigungs- wie auch Verwertungspflichten können andernfalls in weitem Umfang durch Vermischung umgangen werden, und der Abfallerzeuger kann durch Anfallenlassen vermischter Abfälle, die man ohne unverhältnismäßigen Aufwand getrennt anfallen lassen könnte, weit gehend beliebig verhindern, dass eine ihm unerwünschte Verpflichtung auf einen bestimmten Entsorgungspfad überhaupt entsteht (für ein Getrennthaltungsgebot s. auch bereits SRU, 1994, S. 322).

Diese Gesichtspunkte sprechen für die Annahme, dass eine Verpflichtung, verwertbare Abfallfraktionen und

Beseitigungsabfälle im Rahmen des Zumutbaren getrennt zu halten, zumindest für ursprünglich getrennt angefallene Abfälle bereits nach der geltenden Fassung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes besteht, und dass dabei der Zeitpunkt des „Anfallens" vor der Zusammenführung unterschiedlicher Abfälle in gemeinsamen Abfallbehältnissen anzusetzen ist (QUEITSCH, 2000, S. 3 f.; VGH München, ZUR, 2000, S. 211, 213 f., die Entscheidung geht allerdings von einer sehr zurückhaltenden Interpretation der wirtschaftlichen Zumutbarkeit aus). Die Gerichte haben das geltende Recht aber überwiegend anders interpretiert. Das Bundesverwaltungsgericht hat in seinem bekannten Urteil vom 15. Juni 2000 auch eine nachträgliche Vermischung ursprünglich getrennt angefallener Abfälle völlig unabhängig von der Frage der wirtschaftlichen Zumutbarkeit des Getrennthaltens gebilligt und dabei entscheidend darauf abgestellt, dass die Verwertung des Gemischs nicht als „Etikettenschwindel" angesehen werden könne, da der verwertbare Anteil nicht so gering sei, dass angenommen werden müsste, der gewählte Entsorgungsweg sei nur zum Zweck der Beseitigung eingeschlagen worden (BVerwG NVwZ 2000, S. 1178 (1179); s. auch VGH München NVwZ 2001, S. 704 ff.). Von einer ähnlich restriktiven Auffassung zur Getrennthaltungspflicht ging auch der inzwischen aufgegebene Entwurf einer Abfallverwaltungsvorschrift aus (BMU, 1999b, Nr. 3.2.4; s. dazu DOLDE und VETTER, 2000, S. 1109 ff.). Auf der Grundlage der vom Bundesverwaltungsgericht vorgegebenen Rechtsauffassung lässt sich allenfalls evidentesten Missbrauchsfällen ein Riegel vorschieben. Dem prinzipiell problematischen Vermischungsanreiz, der sich aus der gegenwärtigen abfallwirtschaftlichen Situation ergibt, und dem völligen Fehlen jedes Anreizes zu gesamtwirtschaftlich und ökologisch sinnvollen Maßnahmen der Abfalltrennung kann so weiter nichts entgegengesetzt werden. Die Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts ist mit guten Gründen kritisiert worden (KIBELE, 2001; KOCH und REESE, 2001b, S. 18, 34 ff.; SCHINK, 2001, S. 122 f.; für die Gegenauffassung WEIDEMANN, 2000b). Nachdem sie einmal gefallen ist, können ihre problematischen Folgen aber nicht mehr durch entgegengesetzte Interpretationen von anderer Seite, sondern nur noch durch Rechtsänderung wirksam korrigiert werden.

811. Im Zusammenhang mit dem Artikelgesetz zur Umsetzung der UVP- und der IVU-Richtlinie (Kapitel 3.1.3) ist vom Umweltausschuss des Bundesrates die Einführung eines „absoluten Getrennthaltungsgebotes" für überlassungspflichtige Abfälle in das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz gefordert worden. Vorgeschlagen wurde die Ergänzung des § 13 Abs. 1 um den Satz: „Überlassungspflichtige Abfälle sind vom Zeitpunkt ihrer Entstehung an von anderen Abfällen getrennt zu halten, soweit der öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger durch Satzung nichts anderes bestimmt" (Bundesratsdrucksache 674/1/00, S. 258). Die Länder Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Baden-Württemberg haben vorschlagen, dem § 11 Abs. 2 KrW-/AbfG den folgenden Satz anzufügen: „Abfälle zur Beseitigung sind bereits an der Anfallstelle von Abfällen zur Verwertung getrennt zu halten und zu behandeln" (GASSNER und PIPPKE, 2001, S. 5). Die 56. Umweltministerkonferenz hat die Einführung eines Getrennthaltungsgebots für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle gefordert, mit dem „die Getrennthaltung von an jeder gewerblichen Anfallstelle entstehendem und nicht zu verwertendem Restmüll und verwertbaren Abfällen geregelt werden" soll (UMK, 2001, TOP 10). Auch seitens der SPD-AG Umwelt wurde eine Verankerung von Getrennthaltungspflichten im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz gewünscht (SPD-AG Umwelt, 2001). Die SPD-Fraktion im Deutschen Bundestag hat im Frühjahr 2001 einen Gesetzentwurf erarbeitet, der unter anderem eine Verpflichtung vorsah, Abfälle zur Beseitigung „bereits an der Anfallstelle getrennt zu halten und ohne nachträgliche Vermischung den Abfallentsorgungsanlagen zuzuführen". Hiergegen wurden jedoch seitens des Bundesumweltministeriums in Abstimmung mit Bundeswirtschafts- und Bundesfinanzministerium europarechtliche Bedenken geltend gemacht (dazu Tz. 813 ff.). Nachdem auch das Bundeskanzleramt veranlasst werden konnte, diese Bedenken zu teilen, sah die Fraktion davon ab, den Gesetzentwurf in den Bundestag einzubringen.

Eine Getrennthaltung unterschiedlicher Abfälle kann vernünftigerweise nicht generell und um jeden Preis, sondern nur im Interesse der abfallwirtschaftlichen Zielsetzungen des Gesetzes und im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren verlangt werden. In diesem Sinne muss jedes Getrennthaltungsgebot relativ bleiben. Inhaltlich sinnvoll wäre die ausdrückliche Einführung einer gesetzlichen Verpflichtung der Abfallerzeuger und -besitzer, im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren Abfälle getrennt anfallen zu lassen und getrennt zu halten, soweit dies erforderlich ist, um einerseits zumutbare und möglichst hochwertige Verwertungen und andererseits die umweglose Beseitigung der nicht zu verwertenden Abfälle zu ermöglichen.

4.1.5.3.2.2 Praktische Durchsetzbarkeit

812. Aufmerksamkeit verdient neben den europarechtlichen Aspekten auch die Frage, ob eine allgemein gehaltene gesetzliche Getrennthaltungspflicht auch für die Praxis mit angemessenem Aufwand vollziehbar wäre. Mit der Anwendung allgemein gehaltener, generalklauselartiger Vorschriften haben die Behörden erfahrungsgemäß Schwierigkeiten. Gegen anders gerichtete wirtschaftliche Interessen sind solche Bestimmungen meist, wenn überhaupt, dann nur unter Einsatz personeller Ressourcen durchsetzbar, über die die Behörden de facto nicht verfügen. Interessant sind unter diesem Gesichtspunkt die nordrhein-westfälischen Erfahrungen. Das nordrhein-westfälische Landesabfallgesetz enthält bereits seit einigen Jahren die Verpflichtung, Abfälle zur Verwertung an der Anfallstelle von Beseitigungsabfällen getrennt zu halten (§ 4a Abs. 1 LAbfG NW). In Gesprächen, die Mitglieder und Mitarbeiter des Umweltrates mit Vertretern von Behörden und Verbänden in Nordrhein-Westfalen geführt haben, war ein großer Teil der Gesprächspartner der Auffassung, dass die Getrennthaltungspflicht nach § 4a Abs. 1 LAbfG NW den Behörden keine merklichen Erfolge im Kampf gegen unsachgerechte Abfallvermi-

schungen ermöglicht hat. In diesem Zusammenhang wurde auf ein Urteil des Oberverwaltungsgerichts (OVG) Münster (NVwZ 1999, S. 1246 ff.) verwiesen, das eine wirksame Nutzung der Vorschrift unmöglich gemacht habe.

Die betreffende Entscheidung besagt allerdings nicht, dass das Getrennthaltungsgebot nach § 4a Abs. 1 LAbfG NW nicht rechtsgültig oder nicht durchsetzbar wäre. Es ging in dieser Entscheidung um die Rechtmäßigkeit einer Ordnungsverfügung, mit der die zuständige Behörde einen Abfallerzeuger, der Abfälle unter Verstoß gegen § 4a Abs.1 LAbfG NW vermischt hatte, zur Überlassung des entstandenen Gemischs zwingen wollte. Das Gericht gab dem Abfallerzeuger recht, weil das nach Gewichtsanteil zu 57 % verwertbare Gemisch, ungeachtet seines verbotswidrigen Zustandekommens, nach den Regelungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes Verwertungsabfall und daher nicht überlassungspflichtig sei. Dies bedeutet aber nicht, dass das landesgesetzliche Getrennthaltungsgebot nicht durchsetzbar wäre (vgl. CANCIK, 2000, S. 717, 719), sondern nur, dass die Behörde im konkreten Fall den falschen Weg gewählt hatte. Das Getrennthaltungsgebot ermöglicht nach der Entscheidung des OVG Münster keinen Zugriff auf den im konkreten Fall verbotswidrig vermischten Abfall. Die Behörde hätte aber mit dem üblichen Instrumentarium der Rechtsdurchsetzung – Ordnungsverfügung unter Zwangsgeldandrohung für den Fall der Zuwiderhandlung – darauf hinwirken können, dass die Getrennthaltungspflicht jedenfalls in der Zukunft beachtet wird.

Ein allgemeines Getrennthaltungsgebot der oben (Tz. 810) vorgeschlagenen Art wäre in Bezug auf die nach Entstehung und Zusammensetzung hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle (Tz. 807) auch insofern verhältnismäßig leicht durchsetzbar, als es den entsorgungspflichtigen Körperschaften ermöglichen würde, Gewerbebetrieben für diesen Teil ihres Abfalls die Nutzung einer Hausmülltonne abzuverlangen. Da für eine einmal vorhandene Hausmülltonne Gebühren anfallen, besteht für den Abfallerzeuger die wirtschaftlichste Lösung darin, sie auch zu nutzen. Für Gewerbebetriebe, die insoweit dem Anschluss- und Benutzungszwang unterworfen sind, entfiele daher der wirtschaftliche Anreiz zu ökologisch und gesamtwirtschaftlich sinnwidrigen Vermischungen der betreffenden Abfälle mit verwertbaren produktionsspezifischen Abfällen. Insoweit wäre daher auch mit besonderen Vollzugsschwierigkeiten nicht zu rechnen. Größere Vollzugsschwierigkeiten dürften sich mit der Durchsetzung einer allgemeinen Getrennthaltungspflicht im Bereich produktionsspezifischer Abfälle ergeben. Hier kann mit einem wirksamen, routinemäßigen Vollzug erst auf der Grundlage konkretisierenden Verordnungsrechts gerechnet werden.

4.1.5.3.2.3 Europarechtliche Zulässigkeit

Für die europarechtliche Beurteilung von Getrennthaltungspflichten ist zu unterscheiden zwischen der Getrennthaltungspflicht als solcher und der Frage, ob das Europarecht es zulässt, Verstöße gegen die Getrennthaltungspflicht in der Weise zu sanktionieren, dass pflichtwidrig zustande gekommene Abfallgemische den entsorgungspflichtigen Körperschaften überlassen werden müssen.

Getrennthaltungspflicht

813. Was die Getrennthaltungspflichten als solche angeht, können sich Einschränkungen des mitgliedstaatlichen Regelungsspielraums aus europäischen Richtlinien- oder Verordnungsbestimmungen ergeben, die die Frage der Getrennthaltung abschließend regeln. Das europäische Abfallrecht enthält bislang nur vereinzelte und inhaltlich begrenzte Getrennthaltungsgebote (GASSNER und PIPPKE, 2001, S. 9 ff.; partielle Aufzählung auch bei GIESBERTS, 1999, S. 603 f.). In der Abfallrahmenrichtlinie sind bislang Getrennthaltungspflichten nicht vorgesehen. Die Abfallverbringungsverordnung enthält nur ein Vermischungsverbot für Abfälle, die verschiedenen Notifizierungen unterliegen, für die Dauer der Verbringung (Artikel 29 AbfVerbrVO). Dieses Verbot dient nur der Sicherung der Funktionsfähigkeit des Notifizierungsverfahrens; Abfallvermischungen vor Beginn des Notifizierungsverfahrens sind nicht erfasst. Die Richtlinie über gefährliche Abfälle (91/689/EWG) verpflichtet die Mitgliedstaaten, zu verhindern, dass Anlagen oder Unternehmen, die gefährliche Abfälle beseitigen, verwerten, einsammeln oder befördern, gefährliche mit nicht gefährlichen Abfällen oder verschiedene Kategorien gefährlicher Abfälle untereinander vermischen; hiervon abweichende mitgliedstaatliche Regelungen sind unter bestimmten Voraussetzungen zugelassen (Artikel 2 Abs. 2, 3 GAbfRL).

Aus der Tatsache, dass diese zentralen abfallrechtlichen Regelwerke der EG keine weiter gehenden Getrennthaltungspflichten enthalten, folgt nicht, dass weiter gehende mitgliedstaatliche Getrennthaltungspflichten unzulässig wären. Alle drei genannten Regelwerke – in ihrer zwischenzeitlich geänderten Fassung auch die Abfallrahmenrichtlinie (KRÄMER, 2000, S. 245) – sind auf die Umweltkompetenz der Gemeinschaft (früher Artikel 130s, heute Artikel 175 EGV) gestützt; nach Artikel 176 EGV sind daher weiter gehende Regelungen auf mitgliedstaatlicher Ebene grundsätzlich zulässig (s. auch SCHMELZ und ERMACORA, 2001, S. 44 ff.). Im Fall der Verbringungsverordnung ist zwar umstritten, ob und inwieweit die in Artikel 176 EGV verankerte Befugnis der Mitgliedstaaten, verstärkte Schutzmaßnahmen zu ergreifen, auch Einschränkungen der Verbringungsfreiheit über das in der Verordnung Vorgesehene hinaus ermöglicht (Tz. 802). Unzweifelhaft schließt aber die Verbringungsverordnung nicht aus, dass die Mitgliedstaaten abfallwirtschaftliche Regelungen über die Inhalte und den Gegenstand der Abfallverbringungsverordnung hinaus treffen, soweit die in der Verordnung geregelten Möglichkeiten der Abfallverbringung nicht berührt werden. Auch aus anderen als den oben angeführten Bestimmungen der genannten zentralen EG-Abfallrichtlinien lässt sich eine Unzulässigkeit mitgliedstaatlicher Getrennthaltungspflichten nicht ableiten (zutreffend GASSNER und PIPPKE, 2001).

Einschränkungen könnten sich theoretisch aus spezielleren Vorschriften des europäischen Abfallrechts ergeben, die die Funktion haben, die Verkehrsfähigkeit bestimmter Abfälle im europäischen Binnenmarkt sicherzustellen und deshalb auf die Binnenmarktkompetenzen der EG (Artikel 94 ff. EGV und Vorläufer) gestützt sind. In jedem Fall setzen aber auch hier europarechtliche Beschränkungen erst ein, wenn die Möglichkeit der Abfallverbringung und damit der freie Warenverkehr berührt ist.

Getrennthaltungspflichten im mitgliedstaatlichen Abfallrecht, die über die Regelungen des europäischen Abfallrechts hinausgehen, werfen demnach keine Probleme auf, solange die Verbringungsfreiheit nicht berührt wird.

Sanktionierung

814. Etwas anderes gilt, wenn das nationale Recht die innergemeinschaftliche Verbringung verbotswidrig vermischter Abfälle einschränkt, indem z. B. Abfälle, die entgegen mitgliedstaatlichen Getrennthaltungspflichten vermischt worden sind, prinzipiell als Beseitigungsabfälle eingestuft oder einer exportausschließenden Andienungspflicht unterworfen werden. Der europäische Verwertungsbegriff ist anspruchslos definiert (Tz. 800) und nimmt nicht auf nationale Abfallvorschriften Bezug. Ob ein Abfall im Sinne des Europarechts zur Verwertung oder zur Beseitigung bestimmt ist, hängt deshalb nicht davon ab, ob bei der Entstehung des betreffenden Abfalls nationale Getrennthaltungspflichten beachtet worden sind oder nicht. Zulässige nationale Getrennthaltungspflichten können auch nichts daran ändern, dass die grenzüberschreitende Verbringung von Verwertungsabfällen grundsätzlich nur den in der Abfallverbringungsverordnung vorgesehenen Beschränkungen unterliegt. Eine Möglichkeit, Einwände gegen die Verbringung von Verwertungsabfällen darauf zu stützen, dass diese unter Missachtung mitgliedstaatlicher Getrennthaltungspflichten entstanden sind, sieht die Verordnung nicht vor. Auch die Chance, dass der Europäische Gerichtshof diesbezügliche Einwendungsmöglichkeiten als weiter gehende Schutzmaßnahme nach Artikel 176 EGV akzeptieren würde, ist gering. Die im Rahmen des deutschen Abfallrechts wünschenswerten Getrennthaltungspflichten können daher nicht mit einer Überlassungspflicht für verbotswidrig erzeugte Gemische sanktioniert werden (s. auch PETERSEN, 2001, S. 597 f.; vgl. auch Tz. 812).

Europarechtlich problematisch ist auch die Sanktionierung von Verstößen gegen Getrennthaltungslasten durch eine Verpflichtung, regelwidrige Gemische durch Sortierung wieder zu entmischen. Ein Gemisch aus gewerblichen Abfällen, das deutschen Getrennthaltungsregeln nicht entspricht, kann ungeachtet dessen Verwertungsabfall im Sinne des Europarechts sein. Regelungen, die einen nach der Verbringungsverordnung zulässigen Export solcher Gemische ausschließen, indem sie sie nicht als zulässigerweise verwertbaren Abfall einstufen und nur die Verwertung eines Teils davon nach vorheriger Sortierung gemäß den Getrennthaltungsanforderungen des nationalen Rechts gestatten, sind daher europarechtlich jedenfalls nicht leichter zu rechtfertigen als eine schlichte Andienungspflicht für gemischte hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (Tz. 808).

Möglich ist aber die Durchsetzung auf dem üblichen Wege der Verfügung und, erforderlichenfalls, Vollstreckung. In Betracht kommt auch eine Sanktionierung über das Ordnungswidrigkeitenrecht. Die oben (Tz. 810) vorgeschlagene allgemeine gesetzliche Getrennthaltungspflicht ist allerdings für eine unmittelbare ordnungswidrigkeitenrechtliche Sanktionierung zu unbestimmt. Wünschenswert wären auch aus diesem Grund zumindest partielle verordnungsrechtliche Konkretisierungen. Die verordnungsrechtlich konkretisierten Getrennthaltungspflichten könnten und sollten dann auch ordnungswidrigkeitenrechtlich sanktioniert werden. Dementsprechend müsste rechtstechnisch sichergestellt werden, dass bei Verletzung der Getrennthaltungspflicht der Bußgeldtatbestand des § 61 Abs. 1 Nr. 5 KrW-/AbfG anwendbar ist. Den Vollzugsbehörden sollten in diesem Zusammenhang auch Hilfestellungen an die Hand gegeben werden, die sie in die Lage versetzen, routinemäßig und effizient die Möglichkeit der Vorteilsabschöpfung nach § 17 Abs. 4 des Ordnungswidrigkeitengesetzes zu nutzen.

815. Einer gesetzlichen Verpflichtung, die sich in allgemeiner Form auf die Getrennthaltung von verwertbaren und zu beseitigenden Abfällen richtet, würde allerdings der europarechtliche Boden ihrer praktischen Funktionsfähigkeit entzogen, wenn der Europäische Gerichtshof entscheiden sollte, dass die Verbrennung von Abfällen in kommunalen Müllverwertungsanlagen mit Abwärmenutzung grundsätzlich eine Verwertung darstellt (Tz. 800 ff.). Die Unterscheidung zwischen Beseitigungs- und Verwertungspfad, die das bisherige deutsche Abfallrecht prägt, fiele damit in sich zusammen. In diesem Fall müsste ohnehin das deutsche Abfallrecht neu geordnet und die Kopplung von Überlassungspflichten an die Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung aufgegeben werden. Ein allgemeines gesetzliches Getrennthaltungsgebot müsste in diesem Fall ebenfalls, statt an die Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung, an die neu zu formulierende Unterscheidung zwischen überlassungspflichtigen und nicht überlassungspflichtigen Abfällen anknüpfen.

4.1.5.3.2.4 Verordnungsrechtliche Lösung

816. Die Bundesregierung plant eine verordnungsrechtliche Lösung auf der Grundlage der im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (§§ 7, 12) bereits enthaltenen Verordnungsermächtigungen. Ein erster Entwurf einer Verordnung über die Verwertung von Siedlungsabfällen aus dem Gewerbe (Stand 24. Juli 2001) sah zunächst eine Verpflichtung vor, bestimmte verwertbare gewerbliche Abfallfraktionen im Rahmen des Zumutbaren getrennt zu halten (Papier und Pappe, Glas, Metalle, Kunststoffe, Bekleidung, sonstige Textilien und Bioabfälle); die Vermischung und Zuführung dieser Abfallfraktionen zu einer Vorbehandlungsanlage sollte nur unter der Voraussetzung zulässig sein, dass das Gemisch nicht mehr als 5 Massenprozent an Verunreinigung mit anderen Abfällen enthält. Damit sollte erreicht werden, dass Abfallerzeuger nicht

Abfällen oder Abfallgemischen, die zur Verwertung bestimmt sind, Beseitigungsabfälle beimischen, um diese als Bestandteil eines Gemischs kostengünstiger an anderen Standorten entsorgen zu können. Zusätzlich sollten die Betreiber von Vorbehandlungsanlagen verpflichtet werden, erstens gewerbliche gemischte Siedlungsabfälle nur anzunehmen, wenn diese den oben genannten Anforderungen entsprechen, und zweitens die Anlage so zu betreiben, dass eine Verwertungsquote von mindestens 85 Massenprozent als Mittelwert im Kalenderjahr erreicht wird. Abfälle, die ohne Vorbehandlung einer energetischen Verwertung zugeführt werden, sollten maximal 5 % an inerten Abfällen oder Bioabfällen enthalten dürfen. Ergänzt wurden diese inhaltlichen Anforderungen durch detaillierte Bestimmungen über Sichtkontrollen bei Abholung der Abfälle, im Verdachtsfall erforderliche Ausbreitung und Aussortierung unzulässiger Anteile, Eigenkontrollen der Betreiber von Vorbehandlungsanlagen usw. Dieser Versuch, den mit der Abfuhr von Verwertungsabfällen beauftragten privaten Unternehmen die Rolle eines Kontrolleurs der Getrennthaltungspflichten ihrer Kunden zuzuweisen, ist im Rahmen der Anhörung zum Verordnungsentwurf mit Recht als unpraktikabel kritisiert worden.

817. Inzwischen hat das Bundeskabinett am 7. November 2001 eine modifizierte Entwurfsfassung beschlossen (Bundestagsdrucksache 14/7328). Vorgesehen ist, grob skizziert, wiederum zunächst eine Verpflichtung, bestimmte Abfallfraktionen (Papier und Pappe, Glas, Kunststoffe, Metalle, Bioabfälle) untereinander und von anderen Abfällen getrennt zu halten. Abweichend davon dürfen die benannten Fraktionen mit Ausnahme der Bioabfälle aber gemeinsam – auch gemeinsam mit bestimmten im Einzelnen aufgelisteten anderen Abfällen – erfasst werden, wenn sie einer Vorbehandlungsanlage zugeführt werden, bei der sie in weitgehend gleicher Menge und stofflicher Reinheit wieder aussortiert und einer stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt werden. Sowohl die allgemeine Getrennthaltungspflicht als auch die alternative Verpflichtung, Gemische aus bestimmten Abfallfraktionen einer den genannten Kriterien entsprechenden Vorbehandlung und Verwertung zuzuführen, sollen allerdings nur unter dem Vorbehalt der technischen Möglichkeit und wirtschaftlichen Zumutbarkeit gelten. Für die Gemische, die einer Vorbehandlung und Verwertung zugeführt werden, ist, anders als in der Entwurfsfassung vom Juli 2001 (Tz. 816) ein bestimmter Prozentsatz an zulässigen Verunreinigungen mit sonstigen Abfällen nicht mehr zugelassen. Die Verpflichtung, das verwertbare Gemisch von anderen Abfällen getrennt zu halten, ist damit im Kabinettsentwurf formal strenger gefasst. Nicht mehr vorgesehen ist dagegen eine Verpflichtung der Einsammler und Beförderer der betreffenden Abfälle, die Einhaltung der Getrennthaltungspflicht zu überprüfen. Stattdessen wird den Betreibern von Vorbehandlungsanlagen eine Verwertungsquote von mindestens 85 Massenprozent als Mittelwert im Kalenderjahr vorgegeben, deren Einhaltung sie mittels umfangreicher Eigenkontroll- und Dokumentationspflichten in Bezug auf jede angelieferte und jede ausgelieferte Abfallcharge überprüfen sollen. Im Hinblick darauf, dass erfahrungsgemäß in jedem Gewerbebetrieb auch unverwertbare Abfälle anfallen, sollen die Erzeuger und Besitzer gewerblicher Abfälle nach dem Verordnungsentwurf verpflichtet sein, in angemessenem Umfang Abfallbehälter des zuständigen öffentlichen Entsorgungsträgers, und zwar mindestens einen Behälter, zu nutzen.

818. In zahlreichen Detailfragen, die an dieser Stelle nicht erörtert werden können, wirft die geplante Verordnung Fragen auf. Aus der Sicht des Umweltrates ist aber schon die Grundidee des Verordnungsentwurfs problematisch. Die Grundidee ist offenbar die, dass die Verwertungsbetriebe mittels der ihnen vorgegebenen Verwertungsquote veranlasst werden können, darauf zu achten, dass die gewerblichen Kunden, von denen sie gemischte gewerbliche Siedlungsabfälle beziehen, diesen Abfällen ihrerseits nicht – oder jedenfalls nicht in quotenübersteigendem Ausmaß – unverwertbare Anteile beimischen. Die Erfüllung der in der Verordnung vorgesehenen Getrennthaltungspflichten wird sich allerdings auf diese Weise nicht sicherstellen lassen. Wenn die gewerblichen Erzeuger gemischter gewerblicher Siedlungsabfälle gegen die im Verordnungsentwurf vorgesehenen Getrennthaltungspflichten verstoßen, führt dies, auch wenn mehr als 15 % an nicht zugelassenen Abfällen beigemischt wurden, nicht notwendigerweise dazu, dass die Betreiber der Vorbehandlungsanlagen, denen regelwidrig vermischte Abfälle zugeführt wurden, die vorgegebenen Verwertungsquoten nicht mehr einhalten können. Auch Abfälle, die nach der Verordnung in dem zur Vorbehandlung gegebenen gewerblichen Mischabfall *nicht* enthalten sein dürfen, können nämlich durchaus einer Verwertung im Rechtssinne zugänglich und damit „quotenunschädlich“ sein. Unabhängig davon dürften die Wirkungsmöglichkeiten der Eigenkontrolle überschätzt sein, wenn der Verordnungsgeber in Angelegenheiten, in denen erhebliche wirtschaftliche Interessen auf dem Spiel stehen, auf Lösungen setzt, deren Funktionsfähigkeit mit der korrekten Durchführung von Eigenkontrollen steht und fällt. Die Verhältnismäßigkeit des immensen bürokratischen Aufwandes, der den Verwertungsbetrieben in diesem Zusammenhang aufgebürdet wird, erscheint daher schon wegen der zweifelhaften Wirksamkeit fraglich.

Als zusätzliches Wirksamkeitshindernis wird sich voraussichtlich erweisen, dass die vorgesehenen Verpflichtungen, bestimmte Abfallfraktionen getrennt zu halten bzw. einer Verwertung mit effektiver Vorsortierung zuzuführen, im Verordnungsentwurf unter den Vorbehalt der wirtschaftlichen Zumutbarkeit gestellt sind. Der nahe liegenden Annahme, dass Getrennthaltungen, die jedem Haushalt zugemutet werden, auch gewerblichen Akteuren prinzipiell zumutbar sind, entzieht die Verordnung damit den rechtlichen Boden und eröffnet so ein neues Feld für vollzugserschwerende Abgrenzungsstreitigkeiten. Unter anderem wird damit auch die Anwendung der an sich vorgesehenen ordnungswidrigkeitenrechtlichen Sanktionierung erschwert.

4.1.5.4 Vorrang des umweltverträglicheren Entsorgungspfades?

819. § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG sieht vor, dass die Verpflichtung, Abfälle vorrangig zu verwerten, entfällt, sofern

die Beseitigung umweltfreundlicher ist. Ob daraus folgt, dass die betreffenden Abfälle beseitigt werden müssen, ist umstritten. Nach einer in der Literatur und weitgehend auch in der Praxis vertretenen Auffassung bedeutet der Wegfall des Verwertungsvorrangs nur, dass die Pflicht zur Verwertung der betreffenden Abfälle entfällt, nicht aber, dass an die Stelle der Verwertungs- eine Beseitigungspflicht tritt. Bei größerer Umweltfreundlichkeit der Beseitigung könnte danach der Erzeuger oder Besitzer des Abfalls zwischen Verwertung und Beseitigung wählen (KUNIG et al., 1998, § 5 Rn. 17; DOLDE und VETTER, 1999, S. 66 f., m. w. N.; ebenso das Konsenspapier der BUND/LÄNDER-AG, 1997, Abschn. III Nr. 1.5). Eine solche bundesrechtlich eingeräumte Wahlfreiheit könnte auch durch landesrechtliche Bestimmungen wie § 4a Abs. 2 LAbfG NW nicht eingeschränkt werden. Das Bundesverwaltungsgericht hat dagegen in seiner bekannten Entscheidung zur Reichweite der abfallrecht-lichen Getrennthaltungspflichten festgestellt, dass nach § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG „der Beseitigung dann der Vorrang vor der Verwertung gebührt, wenn sie die umweltverträglichere Lösung darstellt ...” (BVerwG. Urt. v. 15. Juni 2000, NVwZ 2000, 1178 (1179); s. auch PIPPKE, 2001, S. 126 ff., m. w. N.). Eine ausdrückliche bundesgesetzliche Regelung dieses Inhalts, wie sie beispielsweise im Gesetzgebungsverfahren für das Artikelgesetz zur Umsetzung der UVP- und der IVU-Richtlinie gefordert worden ist (Bundesratsdrucksache 674/1/00, S. 251), hätte danach nur klarstellende Bedeutung. Allerdings ist zweifelhaft, ob das Bundesverwaltungsgericht die wiedergegebene Äußerung zum Vorrang der Beseitigung bei größerer Umweltfreundlichkeit im vollen Bewusstsein ihrer Tragweite getroffen hat und auch bei künftigen Entscheidungen daran festhalten wird. Dagegen spricht, dass die zitierte Feststellung nicht zu den tragenden Gründen der Entscheidung gehört, dass das Gericht sie nicht mit einem Satz begründet hat und dass europarechtliche Gesichtspunkte, die in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen gewesen wären (Tz. 821), offensichtlich nicht berücksichtigt worden sind.

Rechtspolitisch gesehen stellt sich auch die Frage, ob es richtig ist, ausnahmslos dem jeweils umweltfreundlicheren Entsorgungspfad Vorrang einzuräumen. Für eine Grundregel, die dem umweltverträglicheren Entsorgungspfad Vorrang einräumt, spräche vor allem die Übereinstimmung mit dem allgemeinen abfallwirtschaftlichen Verständnis in der Bevölkerung. Abfallverwertung gilt im allgemeinen Bewusstsein als im Vergleich zur Beseitigung umweltfreundlich. Mit eben dieser Botschaft hat die Politik stets für die Abfallverwertung geworben und auf diese Weise auch die Bereitschaft eines großen Teils der Bürger geweckt, mit erheblichen eigenen Anstrengungen (Mülltrennung, Flaschen- und Papiertransporte etc.) zur Abfallverwertung beizutragen. Eine glaubwürdige Politik, die dieses Bereitschaftskapital erhalten will, muss dafür sorgen, dass die den Bürgern übermittelte Botschaft von der ökologischen Vorzugswürdigkeit der Verwertungswirtschaft grundsätzlich richtig ist und dies auch durch die Rechtslage abgesichert wird. Gegen einen rechtlich festgeschriebenen strikten Vorrang des umweltverträglicheren Entsorgungspfades spricht allerdings, dass er pragmatische Abwägungen prinzipiell ausschließen würde. Die Abwägung aller relevanten Umstände kann zu dem Ergebnis führen, dass ausnahmsweise eine bestimmte Verwertung trotz gewisser ökologischer Nachteile im Verhältnis zur Beseitigung hingenommen werden sollte, weil ihre gesamtwirtschaftlichen Vorteile – auch ohne den in diesem Zusammenhang nicht berücksichtigungsfähigen Gesichtspunkt der Ersparnis von Beseitigungskosten – so erheblich sind, dass sie die ökologischen Nachteile rechtfertigen (Tz. 775 ff.).

820. Eine unmittelbar rechtsverbindliche allgemeine Vorrangregelung zugunsten des umweltverträglicheren Entsorgungspfades würde auch erhebliche Praktikabilitätsprobleme aufwerfen. Zunächst stellt sich die Frage, was genau „die Beseitigung“ wäre, von der der Vergleich auszugehen hätte. Die konkrete Beseitigungsalternative, die im jeweiligen Fall zur Diskussion steht, dürfte als Vergleichsgrundlage ausscheiden, da sich angesichts der innerhalb Deutschlands bei den verschiedenen kommunalen Entsorgungsträgern ganz unterschiedlichen Bedingungen der Abfallbeseitigung dann von Fall zu Fall völlig unterschiedliche Voraussetzungen für die Zulässigkeit auch gleichartiger Verwertungsmaßnahmen ergäben. Alternativ könnte erwogen werden, auf diejenigen Mindeststandards für die Beseitigung abzustellen, die im deutschen oder im europäischen Recht fixiert sind, Verwertungen also für unzulässig zu erklären, wenn sie nicht mindestens gleich umweltverträglich sind wie eine Beseitigung, die den Standards des deutschen – oder des europäischen – Rechts entspricht. Auch dann hätte aber die zuständige Behörde noch für die unterschiedlichsten Verwertungsoptionen und konkreten Verwertungswege jeweils einen Vergleich mit der standardisierten Beseitigungsalternative anzustellen. Angesichts der Komplexität der Faktoren, von denen die Umweltverträglichkeit der Verwertungsmaßnahme abhängt, und der Inkommensurabilitätsprobleme, die beim Vergleich mit der Beseitigungsalternative zu lösen wären, wäre das für die Vollzugsbehörden eine mit vertretbarem Aufwand nicht zu lösende Aufgabe. Mit Recht ist darauf hingewiesen worden, dass schon die generalklauselartigen Vorgaben des gegenwärtigen Kreislaufwirtschafts- und Abfallrechts – insbesondere das für die Abgrenzung zwischen energetischer Verwertung und Beseitigung verwendete Hauptzweckkriterium (§ 4 Abs. 4 Satz 2 KrW-/AbfG) – für die Praxis nicht vollziehbar sind (WITTHOHN und SMEDDINCK, 2000, S. 80 f.), und dass dieses Vollziehbarkeitsproblem sich auch durch eine konkretisierende Verwaltungsvorschrift, wie sie das Bundesumweltministerium 1999 entworfen hatte (BMU, 1999b), kaum lösen lässt. Einer Vorrangregelung zugunsten des umweltverträglicheren Entsorgungsweges würde es aller Voraussicht nach nicht besser ergehen.

821. Eine gesetzliche Vorrangregelung zugunsten des umweltverträglicheren Entsorgungspfades könnte sich im Übrigen aus europarechtlichen Gründen nur auf die Zulässigkeit von Verwertungsmaßnahmen innerhalb Deutschlands beziehen. Nach europäischem Abfallrecht setzt das Vorliegen einer Verwertung begrifflich nicht

voraus, dass die fragliche Nutzung des Abfalls im Vergleich zur Beseitigung ökologische Vorteile hat. Dies zeigt sich deutlich auch darin, dass die „fehlende ökologisch-ökonomische Rechtfertigung“ in der Verbringungsverordnung als *Einwand gegen eine Verbringung* von Abfällen zur Verwertung aufgeführt ist (Tz. 796). Fehlende ökologisch-ökonomische Vorteilhaftigkeit der beabsichtigten Nutzung schließt danach offensichtlich das Vorliegen einer Verwertung nicht schon begrifflich aus (SCHERER-LEYENDECKER, 1999, S. 595 f.). Die Verbringungsverordnung sieht auch keine Möglichkeit vor, gegen eine Verbringung von Verwertungsabfällen in andere EG-Mitgliedstaaten Einwände zu erheben, wenn die beabsichtigte Verwertung solche Vorteile nicht hat. Einem Abfallbesitzer, der Abfälle zur Verwertung ins Ausland verbringen will, kann daher nach geltendem europäischem Abfallrecht nicht entgegengehalten werden, dass die Verwertung im Bestimmungsland ökologisch weniger vorteilhaft ist als die Beseitigung oder Verwertung im Inland (s. EuGH Rs. C-203/96 – Dusseldorp, NVwZ 1998, S. 1169 ff.). Auch schon vor Inkrafttreten der Abfallverbringungsverordnung hat der Europäische Gerichtshof in einem Fall, der mitgliedstaatliche Beschränkungen der Verbringung von Verwertungsabfällen aus Gründen des Gesundheitsschutzes betraf, solche Beschränkungen der Warenverkehrsfreiheit nur für zulässig gehalten, soweit sie den Gesundheitsschutz in Bezug auf die Abholung und den Transport der Abfälle im eigenen nationalen Hoheitsgebiet betreffen (EuGH Rs. 118/86 – Nertsvoederfabriek, Slg. 1987, S. 3903 ff., Tz. 11 ff., 17).

822. Zusammenfassend: Die Verankerung eines pauschalen Vorrangs des umweltverträglicheren Entsorgungspfades im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz wäre aller Voraussicht nach europarechtlich nicht zu halten. Europarechtlich zulässig wäre eine Regelung, die einen Vorrang der Beseitigung im Verhältnis zu weniger umweltverträglichen Verwertungen im Inland anordnet. Auch eine solche Regelung wirft allerdings, wenn sie nicht nur auf dem Papier stehen, sondern ernst genommen werden soll, unverhältnismäßige Praktikabilitätsprobleme auf. Von einer gesetzlichen Vorrangregelung zugunsten des umweltverträglicheren Entsorgungspfades ist daher abzuraten. Selbstverständlich muss die Abfallpolitik im Grundsatz darauf ausgerichtet sein, Abfälle dem jeweils umweltverträglichsten Entsorgungspfad zuzuweisen. Die dazu notwendigen Steuerungsleistungen und die mit Rücksicht auf entgegenstehende Belange gegebenenfalls erforderlichen Differenzierungen können aber aus den dargelegten Gründen nicht dadurch erbracht werden, dass diese abfallpolitisch sinnvolle Zielsetzung unmittelbar in einen Rechtsbefehl überführt wird.

4.1.5.5 Mitgliedstaatliche Standards für die Zulässigkeit von Verwertungsmaßnahmen

823. Regelungen, die nicht den Verwertungsbegriff zu konkretisieren beanspruchen, sondern inhaltliche Standards für die Verwertung formulieren, sind aus europarechtlicher Sicht unproblematisch. In diese Kategorie gehören sowohl spezifisch abfallrechtliche Vorschriften, die generell oder für bestimmte Abfallarten wie Altöl, Altautos, Klärschlamm, Bioabfall usw. die Schadlosigkeit von Verwertungsmaßnahmen gewährleisten sollen, wie auch sonstige umweltrechtliche Anforderungen, beispielsweise des Wasser- und Immissionsschutzrechts, soweit sie auch auf Verwertungsmaßnahmen Anwendung finden.

Auch soweit in Bezug auf Verwertungsverfahren bereits europarechtliche Standards existieren (Tz. 790 ff.), sind die Mitgliedstaaten nicht gehindert, in Bezug auf das Verwertungsverfahren, einschließlich des zulässigen Abfallinputs, höhere Anforderungen zu stellen (Artikel 176 EGV), da mit Regelungen dieser Art nur Anforderungen an innerhalb Deutschlands stattfindende Verwertungen aufgestellt werden, während die Verbringung zur Verwertung ins europäische Ausland unberührt bleibt. Kollisionen mit der Abfallverbringungsverordnung und der zugrunde liegenden europäischen Warenverkehrsfreiheit treten daher nicht auf. Der Nachteil dieses Regulierungsansatzes liegt in seiner dementsprechend begrenzten Reichweite. Am Beispiel des Entwurfs der Altholzverordnung: die Standards der Verordnung sind anwendbar für Verwertungen im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland; gegen eine Verbringung von Altholz ins europäische Ausland zu Verwertungen, die diesen Standards nicht genügen, bietet die Verordnung dagegen keine Handhabe (Tz. 994).

Damit ist das Risiko verbunden, dass Verordnungen dieses Typs zumindest teilweise nicht zu umweltverträglicherer Verwertung, sondern zu einer Verlagerung der weniger umweltverträglichen Verwertungen ins Ausland führen. In erster Linie sind daher Regelungen auf europäischer Ebene wünschenswert. Wie in der Vergangenheit, so wird aber auch in Zukunft die europäische Umweltpolitik großenteils in Orientierung an Vorbildern aus den Mitgliedstaaten weiterentwickelt werden. Mitgliedstaatliche Regelungen im Bereich der Abfallwirtschaft führen häufig zu einem „Nachregeln der europäischen Vorgaben“ (BMU-Umwelt Nr. 4/2000, Sonderteil S. II). Fortschritte in der europäischen Umweltpolitik hängen daher wesentlich auch an der Bereitschaft einzelner Mitgliedstaaten, Vorreiterrollen zu übernehmen (Kapitel 2.2). Die Wahrscheinlichkeit, dass eine europäische Regelung zustande kommt, kann gerade dadurch gesteigert werden, dass ein überzeugendes Regulierungskonzept zunächst auf nationaler Ebene entwickelt und erprobt wird. Eine Vorreiterfunktion sollte deshalb auch bei der Standardsetzung für Verwertungen nicht gescheut werden.

4.1.5.6 Anforderungen an die Prozessführung bei Verfahren vor dem Europäischen Gerichtshof

824. Der Europäische Gerichtshof arbeitet anders, als man es in Deutschland von öffentlich-rechtlichen Streitigkeiten vor deutschen Gerichten her gewohnt ist. Einer der wichtigsten Unterschiede besteht darin, dass der Europäische Gerichtshof seine Äußerungen sehr viel stärker auf diejenigen Fragen, Gesichtspunkte und Argumente begrenzt, die von den Verfahrensbeteiligten vorgetragen

worden sind. Der Europäische Gerichtshof ist auf den Sachvortrag der Streitbeteiligten auch in sehr viel größerem Maße angewiesen als deutsche Gerichte, da er kein spezialisiertes Fachgericht ist, sondern in allen Angelegenheiten des europäischen Rechts zu judizieren hat. Von einem Gericht, das abwechselnd über institutionelle Streitigkeiten zwischen den Organen der EG, Beamtenrechtsklagen der EG-Bediensteten, abfallrechtliche Fragen, Agrarsubventionen, Kartellfälle, Markenrechtsstreitigkeiten und vieles andere zu entscheiden hat, kann nicht dieselbe Vertrautheit mit den jeweiligen Sachproblemen erwartet werden wie von einem nationalen Fachgericht. Eine umfassende Argumentation, die alle für den jeweiligen Streitfall potenziell relevanten rechtlichen und faktischen Gesichtspunkte berücksichtigt, ist deshalb in Verfahren vor dem Europäischen Gerichtshof noch wesentlich wichtiger als etwa vor den deutschen Verwaltungsgerichten. Auf Entscheidungen, die interpretationsbedürftige Vorgaben des europäischen Abfallrechts in einem für den Umweltschutz und/oder die Interessen der kommunalen Daseinsvorsorge günstigen Sinn auslegen, darf man nur hoffen, wenn dem Gerichtshof detailliert dargelegt wird, welche Umweltgesichtspunkte für eine solche Auslegung sprechen und inwiefern die Erfüllbarkeit wichtiger, gemeinwohlrelevanter kommunaler Aufgaben von dieser Auslegung abhängt.

In Verfahren, die die Interessen der Länder berühren, ist es außerdem sachlich geboten, diese Interessen auch bei Verfahrensentscheidungen und Stellungnahmen in Verfahren vor dem Europäischen Gerichtshof zu berücksichtigen. Dies betrifft sowohl die Entscheidung darüber, ob die Bundesrepublik einem Verfahren vor dem Europäischen Gerichtshof beitritt, in dem sie nicht Partei ist (vgl. auch Tz. 798), als auch die Argumentations- und sonstige Prozessführungsstrategie. Das Gesetz über die Zusammenarbeit von Bund und Ländern in Angelegenheiten der Europäischen Union (EUZBLG) sieht allerdings eine Verpflichtung des Bundes, auf Verlangen des Bundesrates von Klagemöglichkeiten und Möglichkeiten der Stellungnahme vor dem Europäischen Gerichtshof Gebrauch zu machen und für die Prozessführung Einvernehmen mit dem Bundesrat herzustellen, nur für den Fall vor, dass Gesetzgebungsbefugnisse der Länder bzw., bei Vertragsverletzungsverfahren gegen die Bundesrepublik Deutschland, ausschließliche Gesetzgebungsbefugnisse der Länder betroffen sind (§ 7 EUZBLG); für andere als die hier genannten Fälle der Berührung von Länderinteressen ist eine Berücksichtigung der Position der Länder in Bezug auf EuGH-Verfahren weder in konkretisierter noch in allgemeiner Form vorgesehen. Ob dies den Anforderungen des Artikel 23 Abs. 5 GG genügt, kann an dieser Stelle nicht eingehender erörtert werden, erscheint aber zumindest zweifelhaft.

4.1.5.7 Fazit

825. Überlassungspflichten für gemischte Gewerbeabfälle mit relevanten verwertbaren Anteilen sind, je nach Ausgestaltung, mit größeren oder geringeren europarechtlichen Risiken behaftet. Vieles spricht allerdings dafür, dass – sachgerechte Prozessführung von deutscher Seite vorausgesetzt – eine Überlassungspflicht für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle vom Europäischen Gerichtshof nicht als europarechtswidrig eingestuft werden würde. Für die Europarechtskonformität einer solchen Lösung sprechen gute sachliche Gründe. Es ist nicht geboten, die deutsche Strategie in diesem Punkt von der Rechtsauffassung der Europäischen Kommission abhängig zu machen. Als zweifelsfrei europarechtskonforme Mittel einer sinnvollen Verwertungssteuerung auf nationaler Ebene stehen im Übrigen Getrennthaltungsgebote (Tz. 810 ff.) und innerstaatlich bindende inhaltliche Verwertungsstandards (Tz. 823) zur Verfügung. Vor diesem Hintergrund ist es unverständlich, dass das Bundesumweltministerium sich bislang vernünftigen, praktikablen Lösungen des Problems der Scheinverwertung beharrlich unter Berufung auf angeblich entgegenstehendes Europarecht verweigert (s. auch SCHINK, 2001, S. 125 f., 131), statt die vorhandenen Spielräume zu nutzen (Tz. 809) und sich auf europäischer Ebene für sinnvolle Interpretationen einzusetzen.

Auch wenn die Handlungsspielräume der nationalen Abfallpolitik durch das europäische Abfallrecht nicht so verengt sind, wie dies von interessierter Seite gern dargestellt wird, weist das europäische Recht Defizite auf, die eine auch unter ökologischen Gesichtspunkten sinnvolle Verwertungssteuerung nur eingeschränkt erlauben. Zu einem Schwerpunkt der Abfallpolitik muss daher die Weiterentwicklung des europäischen Abfallrechts werden.

4.1.6 Weiterentwicklung des europäischen Abfallrechts

4.1.6.1 Handlungsbedarf

826. Die europäischen Institutionen haben erkannt, dass Maßnahmen erforderlich sind, die die ökologische Sinnhaftigkeit der Verwertungswirtschaft sicherstellen. Der Rat der Europäischen Union hat in seiner Entschließung über eine Gemeinschaftsstrategie für die Abfallbewirtschaftung die Notwendigkeit unterstrichen, „insbesondere im Bereich der Energierückgewinnung geeignete Gemeinschaftskriterien für die Abfallverwertung zu entwickeln“, und die „Bedeutung von Gemeinschaftskriterien für die Verwendung von Abfall insbesondere als Brennstoff oder anderweitige Energiequelle“ bekräftigt (Rat der Europäischen Union, 1997, Tz. 26). Die Kommission stellt in ihrer Mitteilung zum sechsten Umweltaktionsprogramm der Gemeinschaft fest: „Wiederverwertung und Recycling von Abfällen müssen sinnvoll sein, d. h. es muss unter der Voraussetzung wirtschaftlicher und technischer Machbarkeit ein Nettonutzen für die Umwelt entstehen“ (Europäische Kommission, 2001a, S. 60). Bislang wird dies durch die europarechtlichen Vorgaben nicht sichergestellt (Tz. 790 f.). Hier sind Korrekturen dringend und zeitnah erforderlich.

4.1.6.2 Definitorische Verwertungskriterien und Standards für die Zulässigkeit von Verwertungsmaßnahmen

827. Fortschritte können hier regelungstechnisch auf zwei verschiedenen Wegen angestrebt werden. Einerseits

könnte versucht werden, den europarechtlichen Verwertungsbegriff so zu präzisieren bzw. zu ändern, dass Verwertungen, die als problematisch angesehen werden, nicht mehr als Verwertung gelten. Hier würden die entscheidenden Weichenstellungen also bei der Definition des Verwertungsbegriffs erfolgen (definitorische Verwertungskriterien, vgl. Tz. 800 ff.). Die regelungstechnische Alternative bestünde darin, dass anstelle einer ökologisch anspruchsvollen Definition des Verwertungsbegriffs ökologisch anspruchsvolle inhaltliche Standards für die Zulässigkeit von Verwertungsmaßnahmen gesetzt werden (verwertungsbezogene Standards, vgl. Tz. 823).

In Bezug auf die energetische Verwertung hat es auf europäischer Ebene einerseits eine Regelungsinitiative gegeben, die dem *definitorischen Ansatz* folgt. Die Europäische Kommission hat Anfang 1999 im *Technical Adaptation Committee* (TAC), d. h. im Rahmen des Ausschussverfahrens nach der Abfallrahmenrichtlinie, einen Vorschlag vorgelegt, der auf eine veränderte definitorische Abgrenzung von energetischer Verwertung und Beseitigung zielt. Danach sollte die Verbrennung von Siedlungsmüll, die Verbrennung von Abfällen mit Heizwerten unter 17 000 kJ/kg und die Verbrennung von Gemischen, die Abfälle der beiden zuerst genannten Kategorien enthalten, der Beseitigung zugeordnet werden (Europäische Kommission, 1999, S. 10; s. auch PETERSEN, 2000, S. 65 f.; JARON, GRANER, 1999). Das weitere Verfahren ist allerdings bislang ergebnislos geblieben, da man sich nicht auf gemeinschaftliche Abgrenzungskriterien einigen konnte (LINHER, 2001a, S. 18; LINHER, 2001b, S. 64 f.). Ein im Sommer 2001 unternommener erneuter Vorstoß der Kommission im TAC, wonach der Mindestheizwert für die energetische Verwertung bei 13 000 kJ/kg angesetzt werden soll, ist bei der Mehrzahl der Mitgliedstaaten ebenfalls auf Widerstand gestoßen (PETERSEN, 2001, S. 582; s. auch EUWID, 2001, S. 16).

828. Andererseits ist die EG mit der Abfallverbrennungsrichtlinie den Weg der Formulierung *inhaltlicher Standards* gegangen, die auch für die verwertende (Mit-)Verbrennung gelten. Dabei werden nicht nur Emissionsgrenzwerte für die betreffenden Anlagen vorgegeben. Artikel 4 Absatz 5 der Abfallverbrennungsrichtlinie z. B. macht Vorgaben, die den Abfallinput betreffen: In Genehmigungen für die Verbrennung oder Mitverbrennung gefährlicher Abfälle müssen die zur Verbrennung zugelassenen Abfallarten benannt und deren zulässige Mengen, Heizwerte und Schadstoffgehalte bestimmt werden. Damit ist zwar zunächst nur festgelegt, dass diesbezüglich die Mitgliedstaaten, zumindest fallweise in den einzelnen Genehmigungsbescheiden, entsprechende Standards zu setzen haben. Mit der grundsätzlichen Anerkennung der Notwendigkeit solcher Standards ist aber im Grunde auch bereits anerkannt, dass zur Vermeidung abfallwirtschaftlicher Wettbewerbsverzerrungen auf dem europäischen Markt für energetische Verwertungen europaweit einheitliche Standards notwendig wären.

Kurzfristig, d. h. bis zu einer grundlegenderen Revision des europäischen Abfallrechts (Tz. 837 f.), ist eine verbesserte *definitorische* Abgrenzung wünschenswert in Bezug auf die Unterscheidung zwischen energetischer Verwertung und Beseitigung. Ein anspruchsloser Verwertungsbegriff, der jede Verbrennung mit Energienutzung als Verwertung gelten lässt, führt hier zu dem paradoxen und mit der Struktur des europäischen Abfallrechts unvereinbaren Ergebnis, dass jede rechtlich überhaupt zulässige Abfallverbrennung als Verwertung einzustufen ist (Tz. 800). Über eine geeignete definitorische Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung lässt sich auch auf die schnellste, rechtstechnisch einfachste Weise ein Minimum an Planungssicherheit für die Entsorgungsinfrastruktur in den Mitgliedstaaten schaffen und ein Verbrennungsabfalltourismus unterbinden, dessen transportbedingte Umweltkosten nicht gerechtfertigt sind. Die bislang nicht erfolgreichen Bemühungen um eine entsprechende Anpassung der Anhänge zur Abfallrahmenrichtlinie (Tz. 827) sollten daher mit Nachdruck fortgesetzt werden. Eine Einigung, die hinter deutschen Idealvorstellungen zurückbleibt, ist besser als eine unveränderte Beibehaltung der bisherigen europäischen Rechtslage mit ihren letztlich nicht kalkulierbaren Risiken (Tz. 794 ff.). Insbesondere sollte auf einem so anspruchsvollen Heizwertkriterium, wie es die Kommission im Ausschussverfahren zur Änderung der Anhänge zur Abfallrahmenrichtlinie vorgeschlagen hat (Tz. 827), nicht bestanden werden.

829. Ansonsten sollte das Hauptgewicht nicht auf definitorische Verwertungskriterien (Was ist Verwertung?), sondern auf die Entwicklung einheitlicher inhaltlicher Standards für die unterschiedlichen Verwertungspfade gelegt werden (Unter welchen Voraussetzungen und mit welchen Maßgaben darf verwertet werden?). Schon der Klarheit und Verständlichkeit halber ist es nicht sinnvoll, die bestehenden Probleme generell primär über definitorische Verwertungskriterien lösen zu wollen. Der üblichen Bedeutung des Begriffs nach bedeutet „Verwertung“ von Abfall nicht mehr, als dass eine Nutzung des Abfalls stattfindet, die Beseitigungsmaßnahmen erübrigt und die Inanspruchnahme primärer Ressourcen zumindest teilweise ersetzt. Bei weitem nicht alle Maßnahmen, die in diesem Sinne eine Verwertung darstellen, sind nach Abwägung aller relevanten Gesichtspunkte sinnvoll oder auch nur vertretbar. Wenn die Beurteilung, ob bestimmte Verwertungsmaßnahmen erwünscht oder zumindest hinnehmbar sind, bzw. die daraus resultierenden Entscheidungen über die rechtliche Zulässigkeit von Verwertungsmaßnahmen die Gestalt von Definitionskriterien für das Vorliegen einer Verwertung annehmen, führt das zu einer vom üblichen Sprachgebrauch abweichenden künstlichen Verengung des Verwertungsbegriffs. Der definitorische Ansatz kann auch gar nicht konsequent verfolgt werden, weil der Verwertungsbegriff vollkommen überfrachtet würde, wenn alle oder auch nur ein großer Teil der Anforderungen, die aus ökologischer Sicht an die unterschiedlichsten Verwertungsmaßnahmen zu stellen sind, zu definitorischen Merkmalen der Verwertung gemacht würden.

Zu den vordringlichen Aufgaben gehört die Bereitstellung europäischer Standards für den Abfallinput bei

Verbrennungsanlagen (Tz. 785 f.). Die Festlegung solcher Standards beinhaltet abfallpolitische Weichenstellungen von zentraler Bedeutung. Es handelt sich deshalb hier um eine Entscheidung, die weder der privatverbandlichen Normung, auf europäischer Ebene also dem CEN, noch dem Sevilla-Prozess der Dokumentation bester verfügbarer Techniken in BAT *reference documents* (BREF) überlassen, sondern im Wege der regulären europäischen Rechtsetzung getroffen werden sollte (s. auch Tz. 886 f.).

4.1.6.3 Koppelung der Verbringung an die Einhaltung europäischer Entsorgungsstandards

4.1.6.3.1 Allgemeines

830. Der im Prinzip vorzugswürdige Weg der nicht definitorisch ansetzenden Formulierung einheitlicher europäischer Verwertungsstandards hat den Nachteil, dass sich damit nach geltendem Recht die Möglichkeiten der Abfallverbringung ins Ausland nicht steuern lassen. Ob ein Mitgliedstaat gegen eine beabsichtigte Verbringung von Abfall den Einwand der Entsorgungsautarkie und Nähe erheben kann oder nicht, hängt nach der geltenden Fassung der Abfallverbringungsverordnung nicht davon ab, ob im Bestimmungsland des Abfalls geltende europäische Entsorgungsstandards eingehalten sind, sondern ausschließlich davon, ob die im Ausland beabsichtigte Entsorgung definitorisch als Beseitigung oder als Verwertung einzustufen ist.

In der Literatur ist vorgeschlagen worden, gegen die grenzüberschreitende Verbringung von Verwertungsabfällen in Anlagen, die nicht den europäischen Standards entsprechen, die Einwendungsmöglichkeit nach Artikel 7 Abs. 4a 2. Spiegelstrich der Abfallverbringungsverordnung zu aktivieren (WINTER, 2001, S. 69). Dieser Bestimmung zufolge können die zuständigen Behörden Einwände erheben, wenn eine Verbringung „nicht gemäß den einzelstaatlichen Rechts- und Verwaltungsvorschriften zum Schutz der Umwelt, zur Wahrung der öffentlichen Sicherheit und Ordnung oder zum Schutz der Gesundheit erfolgt". Für eine Auslegung dieser Vorschrift in dem Sinne, dass sie es erlaubt, eine Verbringung in andere EG-Mitgliedstaaten zu verhindern, wenn die dort geplante Entsorgung den europäischen Standards nicht genügt, lassen sich gute teleologische Gründe anführen (WINTER, 2001, S. 69 f.). Der Wortlaut der Bestimmung und die sonstige Verwendung des Ausdrucks „Verbringung" innerhalb der Verordnung sprechen allerdings dafür, dass sie sich nicht auf den gesamten Entsorgungsprozess bezieht, zu dem die Verbringung hinführen soll, sondern nur auf den Verbringungsvorgang selbst, d. h. auf die Einhaltung der für den Abfalltransport geltenden Vorschriften. So versteht auch die ganz überwiegende Auffassung in der Literatur den Einwand der nicht vorschriftsgemäßen Verbringung. Die Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs lässt deutlich erkennen, dass der Gerichtshof den Einwand ebenfalls in diesem einschränkenden Sinne interpretiert und „Verbringung" mit „Transport" gleichsetzt (EuGH Rs. C-203/96 – Dusseldorp, NVwZ 1998, S. 1169 ff., Tz. 33; ebenso VG Magdeburg NVwZ 1998, S. 1214, 1215). Dass am Bestimmungsort eines Abfalls, der in andere EG-Mitgliedstaaten verbracht werden soll, europäische Umweltstandards nicht eingehalten werden, berechtigt danach die Behörden am Versandort nicht dazu, die Verbringung unter Berufung auf Artikel 7 Abs. 4a 2. Spiegelstrich der Abfallverbringungsverordnung zu verhindern.

Erwogen wird – beispielsweise von Umweltminister Trittin in einem Schreiben an den für die EU-Erweiterung zuständigen Kommissar Verheugen vom 25. Mai 2001 – auch die Anwendung des Artikel 7 Abs. 4 1. Spiegelstrich der Abfallverbringungsverordnung. Nach dieser Bestimmung können die zuständigen Behörden gegen eine Verbringung Einwände gemäß der Abfallrahmenrichtlinie erheben, und zwar insbesondere gestützt auf deren Artikel 7. Der Verweis auf Artikel 7 der Abfallrahmenrichtlinie betrifft die hier nicht einschlägige Abfallwirtschaftsplanung. Da dieser Verweis nur hervorhebenden Charakter hat, wird eine Berufung auf andere Bestimmungen der Abfallrahmenrichtlinie dadurch nicht ausgeschlossen. Denkbar ist daher im Prinzip auch eine Berufung auf Artikel 4 der Abfallrahmenrichtlinie, der die Mitgliedstaaten verpflichtet, sicherzustellen, dass Abfälle ohne Gesundheitsgefahren oder Schädigung der Umwelt entsorgt werden. Sehr fraglich ist allerdings, ob dieser Einwand auch erhoben werden kann, wenn es um die Verhinderung von Gefahren und Schäden außerhalb des Hoheitsgebiets desjenigen Mitgliedstaats geht, dessen Behörde den Einwand erhebt – also beispielsweise von einer deutschen Behörde, die im Fall einer Verbringung nach Polen Umweltschäden auf polnischem Hoheitsgebiet befürchtet. Die oben bereits wiedergegebene Entscheidung im Fall *Nertsvoederfabriek* (Tz. 821) lässt erkennen, dass seitens des Europäischen Gerichtshofs eine positive Antwort auf diese Frage alles andere als sicher wäre.

831. Angesichts dieser ungünstigen oder zumindest sehr unsicheren Rechtslage muss auf eine unmissverständliche explizite Regelung in der Abfallverbringungsverordnung Wert gelegt werden. Ein Einwand, der es, ähnlich dem Einwand der Entsorgungsautarkie und Nähe, den Mitgliedstaaten ermöglicht, den Verbleib eines Abfalls im Inland durchzusetzen, sollte nicht nur gegenüber der Verbringung von Abfällen zur Beseitigung offen stehen, sondern auch gegenüber der notifizierungspflichtigen Verbringung zu Verwertungen, die nicht den jeweils geltenden europäischen Standards entsprechen.

Administrativ wäre eine derartige Regelung im Rahmen des bestehenden Notifizierungsverfahrens handhabbar. Schon gegenwärtig umfasst die Notifizierungspflicht auch Angaben in Bezug auf die Verwertungsanlage, zu der die jeweiligen Abfälle verbracht werden sollen; inhaltlich wird außerdem gefordert, dass die Anlage „über eine angemessene technische Ausstattung" verfügt, „damit die betreffenden Abfälle ohne Gefährdung der menschlichen Gesundheit oder der Umwelt verwertet werden können" (Artikel 6 Abs. 5, 4. Spiegelstrich AbfVerbrVO). Angestrebt werden sollte eine Abänderung bzw. Ergänzung dieser Bestimmungen und des Katalogs der zulässigen Einwände in Artikel 7 Abs. 4 der Verordnung dahin gehend,

dass die Verwertungsanlage und das Verwertungsverfahren, dem die Abfälle zugeführt werden sollen, den für die betreffende Verwertung geltenden europäischen Vorschriften entsprechen müssen, und dass die zuständige Behörde am Versandort gegen die Verbringung Einwände erheben kann, wenn keine diesbezügliche Bestätigung der zuständigen Behörde am Bestimmungsort vorliegt. Auf der Grundlage einer derartigen Regelung könnten weitere Bemühungen um die Fortentwicklung des europäischen Abfallrechts sich auf die Formulierung und weitere Angleichung der inhaltlichen Entsorgungsstandards innerhalb Europas konzentrieren. Für die Weiterverfolgung des wenig sinnvollen definitorischen Regulierungsansatzes spräche nichts mehr. Vor allem aber wäre damit zwischen innereuropäischer Abfallverbringungsfreiheit und Beachtung der geltenden europäischen Standards für den Umgang mit Abfällen der notwendige Zusammenhang hergestellt, und die Voraussetzungen für eine effektive Anwendung der europäischen Standards würden wesentlich verbessert.

4.1.6.3.2 Besonderer Regelungsbedarf im Zusammenhang mit der EU-Osterweiterung

Probleme und Lösungsansätze am Beispiel Polen

832. Mit der Osterweiterung der EU sind Chancen und Risiken auch für die Abfallwirtschaft verbunden. Die Übernahme des EG-Rechtsbestandes *(acquis communautaire)* in den Beitrittsstaaten wird zu erheblichen Fortschritten im Umweltschutz allgemein wie auch speziell in der Abfallwirtschaft führen. Zugleich könnte allerdings eine mit der Erweiterung des Binnenmarktes verbundene Ausdehnung des Entsorgungsmarktes auch zu erheblichen Umweltproblemen führen. Bei Deponiepreisen, die beispielsweise in Polen deutlich, teilweise um ein Vielfaches, unter den hiesigen Preisen liegen (s. Tz. 833), ist schon aus Kostengründen damit zu rechnen, dass Abfälle den Weg in die neuen – von Deutschland aus insbesondere in die nahe gelegenen – EU-Mitgliedstaaten suchen werden. Mit dem zu erwartenden Anstieg der Entsorgungspreise infolge der Anhebung der Entsorgungsstandards durch die deutsche Abfallablagerungsverordnung (Tz. 788) dürften sich die wirtschaftlichen Motive für ein Ausweichen ins Ausland erheblich verstärken. Weiter verstärkte Exportinteressen werden sich im Zusammenhang mit dem Wirksamwerden des definitiven Verbots der unvorbehandelten Abfallablagerung zum 1. Juni 2005 ergeben, da zu diesem Zeitpunkt aller Voraussicht nach die notwendigen Vorbehandlungskapazitäten teilweise noch fehlen werden (Tz. 1007 ff.).

Untersuchungen in den Beitrittsländern Polen, Ungarn und Tschechische Republik bestätigen die Vermutung, dass die Abfallwirtschaft in diesen Ländern für das Maß an Warenverkehrsfreiheit, das die Rechtsordnung der EU im Prinzip auch für Abfälle vorsieht, noch nicht gerüstet ist. So wird in allen drei Ländern derzeit der weitaus größte Teil der kommunalen wie auch der gewerblichen Abfälle ohne vorherige Behandlung auf teilweise unzureichend gesicherten Deponien abgelagert. Lediglich in der Tschechischen Republik wurden seit 1996 Deponien, die den in der EU geltenden Anforderungen nicht entsprechen, geschlossen. Hierdurch verringerte sich deren Anzahl zwischen 1992 und Ende 1996 um rund 83 % von 2 044 auf 380 Deponien. In Polen und Ungarn hingegen wird neben den offiziell genehmigten Deponien, die in der überwiegenden Zahl nicht den in der EU geltenden technischen Anforderungen entsprechen, auch noch eine große Zahl von illegalen Ablagerungsorten verzeichnet. Kapazitäten für die mechanisch-biologische und insbesondere die thermische Abfallbehandlung sind noch sehr gering. Schließlich existieren in den drei Ländern auch nur sehr begrenzte Kapazitäten zur Abfallverwertung. Dabei werden insbesondere gewerbliche Abfälle wie Schlacken aus der Metallverarbeitung, Flugasche aus der Kohleverbrennung oder Bergbauabfälle für Baumaßnahmen verwendet (ARNOLD, 2001; JÖRGENS et al., 2001).

833. Speziell in Polen ist zwar die rechtliche Umsetzung des europäischen Abfallrechts bereits im Gange (Conference on Accession, 2001, S. 3 ff.; SCHÜRMANN und LOWITZSCH, 2000, S. 475). Die Anpassung der tatsächlichen Verhältnisse wird aber noch beträchtliche Zeit in Anspruch nehmen. Noch im Jahre 1997 wurden etwa 98 % aller kommunalen Abfälle auf Hausmülldeponien abgelagert, die in der übergroßen Mehrheit den technischen Anforderungen der EU nicht entsprechen (ARNOLD, 2001, S. 9; JÖRGENS et al., 2001, S. 9–10). Insgesamt existierten in diesem Jahr in Polen 884 kommunale Hausmülldeponien mit offizieller Betriebsgenehmigung mit einer Gesamtfläche von 3 058 ha. Darüber hinaus gehen Schätzungen von rund 10 000 illegalen „Müllkippen“ aus. Nur etwa 5 % der offiziell genehmigten Deponien verfügen über eine den in der EU geltenden technischen Anforderungen entsprechende Basisabdichtung. Rund ein Viertel verfügt darüber hinaus über eine einfache Basis aus Asphalt oder dünner Folie. Nur etwa 20 % der Deponien sind mit einer Sickerwassererfassung, und ebenfalls nur rund 20 % der Deponien mit einer Waage und Eingangskontrolle ausgestattet (ARNOLD, 2001, S. 10). Die Preise für die Deponierung unbehandelter Siedlungsabfälle variieren zwischen 30 und 80 PLN/Mg (ca. DM 15/Mg bis DM 42/Mg nach Wechselkurs vom 19. Oktober 2001). Eine Abfallvorbehandlung erfolgt in Polen nur bei etwa 2 % der zu deponierenden Siedlungsabfälle. Hauptsächlich werden diese Abfälle in mechanisch-biologischen Anlagen behandelt. Die thermische Behandlung in Hausmüllverbrennungsanlagen stößt in Polen dagegen auf große Akzeptanzprobleme. Lediglich eine – im Jahr 2000 in Betrieb genommene – Hausmüllverbrennungsanlage existiert bislang in Polen. Die getrennte Erfassung und Verwertung von Wertstoffen befindet sich in Polen – wie auch in den anderen Beitrittsländern – erst in den Anfängen. Zwar existieren bereits seit langem Wertstoffannahmestellen insbesondere für Altpapier und Altglas. Hierdurch wird jedoch nur ein sehr geringer Anteil des Wertstoffaufkommens erfasst. Lediglich bei der Herstellung von Papier und Pappe entspricht der Anteil an verwendetem Altpapier mit rund 42 % bereits heute dem europäischen Durchschnitt. Im Gegensatz dazu liegt die getrennte Erfassung und

Verwertung von Altglas unter 1 %. Die Verwertung von Verpackungsmaterialien wie Aluminiumdosen oder Kunststoffverpackungen liegt jeweils unter 10 % (ARNOLD, 2001, S. 15–17). Bei den industriellen Abfällen ist der Verwertungsanteil deutlich höher als bei den kommunalen Siedlungsabfällen. So wurden im Jahr 1997 mehr als 50 % der industriellen Abfälle im Bergversatz sowie im Tief- und Straßenbau verwendet. Die restlichen Abfälle werden hauptsächlich auf industriellen Abfalldeponien abgelagert, die in der Regel von den Abfallerzeugern auf deren Betriebsgelände in Eigenregie betrieben werden. 1996 waren 1 209 mit einer Gesamtfläche von 11 400 ha und mehr als 2 Mrd. Mg Industrieabfällen in Polen registriert (ARNOLD, 2001, S. 9–10).

834. Eine weitgehende Exportfreiheit, wie sie die Abfallverbringungsverordnung (259/93/EWG, s. Tz. 788) insbesondere für Verwertungsabfälle vorsieht, würde unter solchen Umständen zwangsläufig zu Problemen führen. Zu erwarten wären, neben hohem Transportaufkommen, zusätzliche Belastungen für die im Aufbau befindlichen Behörden, vor allem erhebliche zusätzliche Umweltbelastungen in den neuen Mitgliedstaaten – nicht zuletzt durch die Entstehung weiterer Altlasten, die später mit Mitteln der EU und der Herkunftsstaaten der abgelagerten Abfälle wieder saniert werden müssten. In den Beitrittsstaaten entstünde die Versuchung, vorhandene europarechtskonforme Anlagen vor allem für eine höher bezahlte Entsorgung von Abfällen aus dem westlichen EU-Ausland zu nutzen und einheimische Abfälle in unzureichende Anlagen zu verdrängen. Mittelbar würden damit auch die dortigen Deponieschließungsprogramme gefährdet.

Um eine angemessene Lösung dieser Probleme haben sich sowohl die Bundesregierung als auch die Organe der EU bemüht. Unter anderem hat der Bundesumweltminister in einem Schreiben an den EU-Kommissar für Erweiterung vom 25. Mai 2001 die Probleme skizziert und Vorschläge für deren Vermeidung unterbreitet. Die auch im Hinblick auf die abfallwirtschaftliche Entwicklung in Deutschland besonders wichtigen umweltbezogenen Beitrittsverhandlungen mit Polen sind im Oktober 2001 vorläufig abgeschlossen worden (s. Conference on Accession, 2001). In Abweichung von den Regelungen der Abfallverbringungsverordnung soll danach die Verbringung von Glas, Papier, Altreifen, Plastik bis zum 31. Dezember 2007 notifizierungsbedürftig und, auch wenn sie zur Verwertung erfolgt, nach den für Beseitigungsabfälle geltenden Regelungen ausschließbar sein. Von Polen aufgelistete Abfälle der Gelben Liste (Anhang III der Abfallverbringungsverordnung) sowie die besonders gefährlichen Abfälle, die in der Roten Liste (Anhang IV) oder in keinem der Anhänge der Verbringungsverordnung aufgeführt sind, können bis 31. Dezember 2012 auch von einer Verbringung zur Verwertung wie Beseitigungsabfälle ausgeschlossen werden. Diese Fristen sind abgestimmt auf die Übergangsfristen für die Anpassung der Entsorgungsanlagen an die europäischen Standards.

Angesichts der sehr viel ungünstigeren Lösungen, die denkbar gewesen wären, sind diese Verhandlungsergebnisse erfreulich. Allerdings sollte nicht übersehen werden, dass die wünschenswerte Abstimmung zwischen Verbringungsmöglichkeiten und Geltung der europäischen Entsorgungsstandards damit nur auf der normativen Ebene, nicht dagegen auch faktisch gewährleistet ist. Sollte beispielsweise die faktische Anpassung der polnischen Entsorgungsanlagen oder des polnischen Vollzugssystems an die Erfordernisse des europäischen Abfallrechts bis zum Ende der Übergangsfristen nicht erfolgt sein, wird die Verbringungsfreiheit für Verwertungsabfälle einsetzen, ohne dass die europarechtlichen Mindeststandards erfüllt wären. Auch hier würde eine allgemeine Regel, die die Verbringungsfreiheit an die faktische Einhaltung der europäischen Standards am Zielort bindet (Tz. 830 ff.), weiter gehende Sicherheiten schaffen.

Kontrollprobleme

835. Hinzuweisen ist auch auf die Gefahr illegaler Abfallverbringungen. Zwar ist in Reaktion auf das Problem der illegalen Abfallexporte ein internationales Regelungssystem für die Abfallverbringung entstanden – insbesondere das Baseler Übereinkommen von 1989 und die EG-Abfallverbringungsverordnung (BUCK und HELM, 1999, S. 9 f.; KRÄMER, 1998). Diese Regelwerke haben offenbar eine Entschärfung des Problems bewirkt. Illegale bzw. unkontrollierte Abfallexporte sind in den letzten Jahren weltweit deutlich zurückgegangen (BMU, o.J.). In Deutschland deuten insbesondere der Rückgang bekannt gewordener Abfallexportskandale und die bisher sehr geringe Inanspruchnahme des 1996 eingerichteten deutschen Solidarfonds Abfallrückführung darauf hin, dass die in Geltung gesetzten internationalen Kontrollmechanismen Wirkung entfalten. Die vom Umweltbundesamt vorgenommene Auswertung der Umweltdelikte in Deutschland weist nur einen sehr geringen Anstieg der bekannt gewordenen Fälle illegaler grenzüberschreitender Abfallverbringung zwischen 1996 und 1999 auf (Mitteilung des UBA vom 28. August 2001). Ferner lassen auch die von deutschen Grenzzollstellen im Rahmen der Umweltsofortmeldungen statistisch erfassten Verstöße gegen das Abfallverbringungsrecht keinen eindeutigen Anstieg erkennen (Tabelle 4.1-4). Zudem handelt es sich bei diesen Verstößen nach Angaben des Zollkriminalamtes vor allem um Transporte von Kleinmengen durch Privatpersonen (Umweltbundesamt, schriftliche Mitteilung vom 19. April 2001). Schließlich ist – entgegen früheren Prognosen (vgl. SRU, 1991, Tz. 454) – auch bei den offiziell erfassten legalen Abfallexporten aus Deutschland in den vergangenen zehn Jahren keine Zunahme festzustellen (Umweltbundesamt, schriftliche Mitteilung vom 18. April 2001).

Tabelle 4.1-4

Von Grenzzollstellen erfasste Verstöße gegen das Abfallverbringungsrecht

Jahr	1998	1999	2000
Anzahl der Verstöße	43	30	59

Quelle: Umweltbundesamt, 2001, schriftl. Mitteilung

Dies schließt aber ein gewisses Ausmaß an fortbestehender verdeckter Exportkriminalität ebenso wenig aus wie eine mögliche Problemverschiebung weg von spektakulären Giftmüllexporten in Entwicklungsländer und hin zu weniger sichtbaren unerlaubten Abfallverbringungen innerhalb Europas und der OECD. Im europäischen Binnenmarkt sind die Kontrollmöglichkeiten für Abfallexporte beschränkt. Die rechtlichen Steuerungs- und Kontrollmechanismen sind innerhalb der EU schwächer als für die Ausfuhr von Abfällen aus der EU. Außerdem können sie umgangen werden, und die faktischen Kontrollressourcen sind begrenzt (vgl. zur allgemeinen abfallrechtlichen Überwachung WENDENBURG, 2000; speziell zur Umgehung von Exportrestriktionen KRÄMER, 1998, S. 357). Transporte werden in Deutschland vom Zollkriminalamt und vom Bundesamt für Güterverkehr (BAG) kontrolliert. Die Intensität der Kontrollen ist jedoch nur gering. So fehlt den Zollfahndungsämtern das notwendige Personal, um flächendeckende Kontrollen der grenzüberschreitenden Abfalltransporte durchzuführen (Umweltbundesamt, schriftliche Mitteilung vom 28. August 2001). Der Polizei hingegen, die über größere personelle Kapazitäten verfügt, fehlt teilweise die Kompetenz zu einer verdachtsunabhängigen, speziell die abfallrechtliche Seite betreffenden Überprüfung von Abfalltransporten. Im Rahmen der rund 670 000 allgemeinen – nicht nur den Abfall betreffenden – Lkw-Kontrollen, die das Bundesamt für Güterverkehr im Jahr 2000 vorgenommen hat, wurden immerhin 22 212 Abfalltransporte überprüft, von denen 1 785 aus abfallrechtlichen Gründen beanstandet wurden (Mitteilung des BAG vom 28. Februar 2002). Allerdings beschränken sich die Standardkontrollen des BAG in der Regel auf die Überprüfung der Transportpapiere. Eine Analyse der tatsächlich transportierten Abfälle erfolgt nur in Ausnahmefällen, da hierzu andere Behörden, die über die technischen Voraussetzungen verfügen, hinzugerufen werden müssen (z. B. Umweltämter, Gewerbeaufsicht oder Ämter für Arbeitsschutz).

836. Insgesamt deuten die vorhandenen Daten nicht darauf hin, dass die illegale Abfallverbringung über EU-interne und sonstige innereuropäische Grenzen derzeit ein gravierendes Problem darstellt. Die günstigen Zahlen könnten allerdings zumindest in Teilen auch eine Folge bereits gegenwärtig bestehender Überwachungsdefizite sein. Der wirtschaftliche Anreiz für solche illegale Verbringungen ist im Übrigen in Bezug auf das Gros der Abfälle derzeit auch noch vergleichsweise schwach, weil infolge des Ausverkaufs deutscher Deponiekapazitäten zurzeit auch innerhalb Deutschlands noch extrem billige Entsorgungsmöglichkeiten verfügbar sind (Tz. 761 ff.) Dies wird sich aber mit der Schließung der nicht TASi-konformen Deponien künftig ändern (Tz. 788). Auch andere in Deutschland anstehende Verschärfungen der Entsorgungsstandards werden die Attraktivität der Auslandsentsorgung und den Anreiz zur Umgehung der diesbezüglichen Rechtsvorschriften zukünftig steigern.

Dementsprechend gesteigerten künftigen Kontrollbedarf muss vorausschauend Rechnung getragen werden. Stichprobenartige Umfragen des Umweltrates bei den Genehmigungsbehörden für die grenzüberschreitende Abfallverbringung nach der EG-Abfallverbringungsverordnung und dem Abfallverbringungsgesetz (meist Bezirksregierungen) haben ergeben, dass die Überwachungskapazitäten in vielen Fällen als bereits gegenwärtig unzureichend eingeschätzt werden. Eine gravierende Lücke im Überwachungssystem ergibt sich auch daraus, dass Abfalltransporte auf der Schiene derzeit nicht überwacht werden, da hierfür keine zuständige Behörde benannt ist. Darüber hinaus ist derzeit in den Bundesländern eine Tendenz zur Verlagerung und Zentralisierung der Genehmigungsbehörden von den Bezirksregierungen oder Regierungspräsidenten hin zu einer zentralen Landesstelle zu verzeichnen. Hierdurch wird die Überwachungskapazität weiter eingeschränkt, da der direkte Kontakt der Genehmigungsbehörden zu Unternehmen und Zollstellen verloren geht. Der Umweltrat weist darauf hin, dass ohne eine deutliche Verbesserung der Überwachungskapazitäten für die Zukunft mit Vollzugsdefiziten zu rechnen ist, die die Funktionsfähigkeit des Abfallverbringungsregimes generell und insbesondere im Hinblick auf die EU-Beitrittsstaaten gefährden.

4.1.6.4 Bedeutung der Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung – Notwendige Änderung der Grundstruktur des europäischen Abfallverbringungsrechts

837. Im europäischen Abfallrecht spielt, wie auch im deutschen, die Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung eine zentrale Rolle. Die rechtsbegriffliche Unterscheidung als solche ist unverzichtbar, weil es auch in Zukunft darauf ankommen wird, mit Mitteln des Rechts darauf hinzuwirken, dass einerseits das Ressourcenpotenzial des Abfalls genutzt, Abfall also verwertet wird, wo dies nach Abwägung der relevanten Gesichtspunkte (Abschn. 4.1.2.) sinnvoll ist, und dass andererseits das umweltschädigende Potenzial des nicht sinnvoll nutzbaren Abfalls einer vom Naturkreislauf möglichst abgeschotteten Senke zugeführt („beseitigt“) wird. Das bedeutet aber nicht, dass der Unterscheidung weiterhin so zentrale Bedeutung zukommen muss, d. h. dass dieselben, ebenso viele und ebenso wesentliche Rechtsfolgen mit ihr verknüpft sein müssen wie bisher. Die unterschiedliche Behandlung von Verwertung und Beseitigung ist im bisherigen Recht, bis hin zu den Überwachungsvorschriften, von der Annahme geprägt, dass die Abfallbeseitigung ein aus Umweltsicht prinzipiell problematischerer und in höherem Maße kontrollbedürftiger Vorgang ist als die Abfallverwertung. Diese Prämisse ist – vor allem angesichts der Tatsache, dass anspruchsvolle Standards für die Ablagerung von Abfällen noch immer nicht überall und uneingeschränkt gelten – noch immer bereichsweise, aber keineswegs generell zutreffend.

838. Von der Unterscheidung zwischen Beseitigung und Verwertung hängt im europäischen Abfallrecht vor allem die Reichweite der innereuropäischen Verbringungsfreiheit ab: Beseitigungsabfälle können unter Berufung auf die Grundsätze der Entsorgungsautarkie und Nähe

prinzipiell im Lande gehalten werden, Verwertungsabfälle dagegen prinzipiell nicht (Abschn. 4.1.5). Wenn die Unterstellung, dass gerade die Beseitigung und nur sie eine besondere Umweltbeanspruchung impliziert, die nach dem Ursprungsprinzip (Artikel 174 Abs. 2 EGV) im Land der Abfallentstehung stattfinden sollte, nur sehr eingeschränkt berechtigt ist, spricht wenig für die Aufrechterhaltung dieser Grundstruktur des europäischen Abfallverbringungsrechts. Mittelfristig sollte deshalb eine Revision der Abfallverbringungsverordnung angestrebt werden, die die Möglichkeiten und Grenzen der innereuropäischen Abfallverbringung nicht mehr an die Unterscheidung zwischen Beseitigung und Verwertung, sondern an eine differenziertere Betrachtung der relevanten wirtschaftlichen und ökologischen Gesichtspunkte knüpft (zur parallel dazu sinnvollen Abkoppelung der Überlassungspflichten von der Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung im nationalen Recht s. Tz. 793). Dabei sollten mitgliedstaatliche Exportbeschränkungen mit Rücksicht auf Entsorgungsautarkie bzw. Näheprinzip möglich sein für Hausmüll, für hausmüllähnliche gemischte Gewerbeabfälle, für alle Abfälle, die zur unmittelbaren Ablagerung bestimmt sind, und, solange die Umweltkosten des Verkehrs nicht vollständig internalisiert sind, für Abfälle mit ungünstigen Gewichts-Wert-Relationen.

4.1.6.5 Weiterentwicklung produktgruppenspezifischer Strategien

839. Mit einer ganzen Reihe von Richtlinien und Richtlinienentwürfen wurde bislang auch auf der Ebene der EG der Ansatz spezieller verwertungsbezogener Regulierungen für einzelne Produktgruppen verfolgt, zuletzt mit der vorgeschlagenen Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte (Abschn. 4.2.4). Die EG-Umweltkommissarin hat in einer Mitte 2001 veröffentlichten Rede diesen bisherigen Ansatz infrage gestellt und zu einer Diskussion darüber aufgefordert, ob nicht künftig eher eine produktgruppenübergreifende, stoffbezogene Strategie verfolgt werden solle – beispielsweise in Gestalt von Zielsetzungen für den Bereich Kunststoffe anstelle gesonderter, jeweils auch Kunststoffe betreffende Regelungen für Altautos, Verpackungen usw. (WALLSTRÖM, 2001). Fraglich ist allerdings, wie im Falle einer Beschränkung auf solche Zielsetzungen gesichert werden könnte, dass die relevanten einzelnen Akteure jeweils den notwendigen Beitrag zur Erreichung des Gesamtziels leisten. Gesichert wäre dies nur im Rahmen eines funktionsfähigen Systems handelbarer Stoffkontingente oder Materialverwertungsquoten. Wegen der Komplexität der Stoffströme, die hierzu kontrolliert werden müssten, dürften solche Systeme allenfalls für einzelne Teilbereiche mit besonders günstigen Überwachungsbedingungen praktikabel sein. Die Gefahr von Fehlentwicklungen, die mit schlecht kontrollierbaren Kontingentierungen typischerweise verbunden sind (Schwarzmärkte), sollte nicht gering geschätzt werden.

Möglicherweise ist die von der Kommissarin nur andeutungsweise skizzierte produktgruppenübergreifende Strategie aber auch nicht so gedacht, dass tatsächlich übergreifend *verbindliche* stoffbezogene oder verwertungsbezogene Ziele gesetzt werden sollen, deren Realisierung nur in einem System handelbarer Rechte gesichert werden könnte. In diesem Fall handelt es sich bei dem ins Auge gefassten neuen Steuerungsansatz um eine Deregulierungsstrategie, die nicht zu einer Effizienzsteigerung, sondern in wesentlichen Hinsichten zu einer erheblichen Absenkung des umweltpolitischen Anspruchsniveaus führen würde. Der neue Ansatz würde dann nur darauf hinauslaufen, dass relativ anspruchsvolle ordnungsrechtliche Vorgaben für den Verwertungsprozess, wie sie beispielsweise die EU-Altautorichtlinie enthält, künftig nicht mehr möglich wären, denn solche Vorgaben lassen sich sinnvoll nur bezogen auf die Besonderheiten einer speziellen Produktgruppe formulieren. Zugleich würde damit die umweltpolitisch sinnvolle enge Verzahnung von Abfallentsorgungs- und Produktpolitik, die in vielen Punkten ebenfalls nur produktgruppenspezifisch ansetzen kann, infrage gestellt. Sektorübergreifende stoffbezogene Zielsetzungen stellen daher kein ausreichend differenziertes Instrument einer anspruchsvollen abfall- und produktpolitischen Steuerung dar, wenn sie nicht in funktionsfähige Handelssysteme mit verbindlichen produktgruppenübergreifenden Restriktionen übersetzt werden. Der Umweltrat empfiehlt daher der Bundesregierung, die neue Strategie nur zu unterstützen, soweit sie auf derartige verbindliche Systeme mit günstigen Kontrollbedingungen zielt, und sich im Übrigen für die Weiterführung des bisherigen, produktgruppenspezifischen Steuerungsansatzes einzusetzen. Dabei muss zugleich darauf geachtet werden, dass ein Aufbau gesonderter Sammelsysteme nur gefordert und gefördert wird, wenn und soweit sie – zumindest im Wesentlichen – auch in sinnvolle gesonderte Verwertungswege münden. Der Aufbau immer weiterer produktgruppenspezifischer Rücknahmesysteme mit entsprechenden Sortier- und/oder Bringpflichten der Abfallbesitzer nützt der Entsorgungsindustrie und kann auch mit Anreizen für eine Verringerung des Abfallvolumens verbunden sein, bleibt im Übrigen aber ohne gesellschaftlichen Nutzen, wenn vom Erzeuger mühsam getrennt gehaltene und unterschiedlichen Rücknahmesystemen zugeführte Abfälle am Ende doch in den selben Entsorgungsprozess gelangen.

4.1.6.6 Zusammenfassung

Gewandelte abfallwirtschaftliche Lage

840. In den späten Achtziger- und frühen Neunzigerjahren hat die Knappheit der Beseitigungskapazitäten („Entsorgungsnotstand") dazu geführt, dass man sich auf die Vorzüge der Abfallverwertung besann. Heute dagegen wird insbesondere von den entsorgungspflichtigen Kommunen, die anspruchsvolle Vorbehandlungs- und Beseitigungsanlagen betreiben, über Auswüchse der Verwertungswirtschaft („Scheinverwertung") und eine dadurch bedingte Unterauslastung ihrer Entsorgungsanlagen geklagt.

Mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz ist die wirtschaftlich zumutbare Verwertung von Abfällen zur Rechtspflicht geworden. Ob und wie Abfälle verwertet

werden, hängt aber weniger von den – gegen wirtschaftliche Interessen der Abfallerzeuger und -besitzer nur schwer durchsetzbaren – Rechtspflichten als von den ihrerseits unter anderem durch rechtliche Vorgaben geprägten wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ab. Die Verwertungspraxis wird wesentlich durch das Interesse der Abfallerzeuger und -besitzer gesteuert, den hohen Kosten der Entsorgung in anspruchsvollen Vorbehandlungs- und Beseitigungsanlagen auszuweichen. Daraus haben sich im zurückliegenden Jahrzehnt problematische Entwicklungen vor allem im Bereich der Entsorgung gemischter Gewerbeabfälle ergeben.

Fehlentwicklungen bei der Verwertung gemischter Gewerbeabfälle

841. Dass für gewerbliche Mischabfälle außerordentlich preisgünstige Verwertungsmöglichkeiten existieren, mit denen die Beseitigung vor Ort nicht konkurrieren kann, beruht vor allem auf nicht nur international, sondern auch innerhalb Deutschlands krass unterschiedlichen Entsorgungsstandards. Die 376 derzeit in Deutschland betriebenen Hausmülldeponien entsprechen zu einem erheblichen Teil nicht den technischen Standards der Technischen Anleitung Siedlungsabfall. Von den ca. 30 Millionen im Jahr 1998 beseitigten Tonnen (Mg) Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfälle wurde außerdem mehr als die Hälfte (16 Mio. Mg) unvorbehandelt abgelagert. Während für die Abfallbeseitigung über anspruchsvolle kommunale Müllverbrennungsanlagen Gebühren von mehreren Hundert Euro pro Mg anfallen, lagen die niedrigsten auf dem deutschen Markt angebotenen Preise für eine unvorbehandelte Ablagerung auf Deponien nach Umfrageergebnissen bei 30 bis 45 Euro pro Mg. Dem Umweltrat wurden vereinzelt sogar Entgelte bis hinunter zu 15 Euro genannt. Dass derart billige Ablagerungsmöglichkeiten für unvorbehandelten Abfall in erheblichem Umfang zur Verfügung stehen, beruht darauf, dass die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi), die die Ablagerung unvorbehandelter Siedlungsabfälle seit langem nur noch für eng begrenzte Ausnahmefälle zulässt, in den Ländern unzureichend vollzogen worden ist. Eine wesentliche Rolle spielt außerdem, dass die Technische Anleitung Siedlungsabfall sowie neuerdings die Abfallablagerungsverordnung die Möglichkeit, Abfälle ausnahmsweise unvorbehandelt abzulagern, und den Weiterbetrieb nicht TASi-konform ausgerüsteter Deponien nur noch bis Mitte 2005 zulassen. Dieses Limit veranlasst gerade die Betreiber der mangelhaften Deponien, die nach 2005 nicht mehr betrieben werden dürfen, eine bis dahin möglichst weitgehende Ausnutzung ihrer Kapazitäten durch Niedrigpreise zu forcieren.

842. Die aufgrund dieser Bedingungen preisgünstigsten inländischen Entsorgungsmöglichkeiten schaffen einen starken Anreiz, gewerbliche Abfälle durch Einstufung als „Abfall zur Verwertung“ der Beseitigung in anspruchsvollen und entsprechend teuren Entsorgungsanlagen zu entziehen. Eine Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts vom 15. Juni 2000 hat die Möglichkeiten dazu noch erweitert, indem sie eine Verpflichtung der Abfallerzeuger verneint hat, Verwertungs- und Beseitigungsabfälle getrennt zu halten. Im Ergebnis wird es den Abfallerzeugern damit ermöglicht, auch unverwertbaren Abfall der Überlassungspflicht zu entziehen, indem er vermischt mit verwertbaren Abfällen gesammelt und das Gemisch insgesamt als Verwertungsabfall eingestuft wird. In der Rechtsprechung ist nicht ausgeschlossen worden, dass selbst Gemische mit einem verwertbaren Anteil von nur 15 % als Verwertungsabfall anzuerkennen sind. Dies bedeutet, dass gemischte Gewerbeabfälle der Beseitigung mit anspruchsvoller Vorbehandlung entzogen werden können, um beispielsweise nach Aussortierung kleiner verwertbarer Anteile den weitaus größten Teil davon andernorts unvorbehandelt auf derzeit noch als Deponie betriebenen künftigen Altlasten zu entsorgen.

843. Bei den Kommunen haben die geschilderten Rahmenbedingungen zu einem dramatischen Rückgang der zur Beseitigung überlassenen Gewerbeabfälle geführt und die ohnehin bestehende Unterauslastung der vorhandenen Vorbehandlungsanlagen erheblich verschärft. Die verbleibenden hohen Fixkosten tragen in Gestalt immer weiter steigender Gebühren weitestgehend die privaten Haushalte, die nicht über vergleichbare Ausweichmöglichkeiten verfügen. Um im Interesse der Bürger die Auslastung zu verbessern, bieten die Betreiber kommunaler Müllverbrennungsanlagen ihre freien Verbrennungskapazitäten inzwischen zu Preisen von weit unter hundert Euro pro Mg auf dem Verwertungsmarkt an. Gewerbliche Abfälle, die als Verwertungsabfälle der Beseitigung über kommunale Müllverbrennungsanlagen entzogen worden sind, können auf diese Weise nun in solchen Anlagen billiger und unter anderer Bezeichnung („energetische Verwertung“ statt „Beseitigung“) entsorgt werden. Die günstigeren Preise subventionieren die Bürger mit ihren Gebühren.

Der Umweltrat teilt die Auffassung der betroffenen Kommunen, dass es sich bei der durch die Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts ermöglichten „Verwertung“ gemischter Gewerbeabfälle weitgehend um eine Scheinverwertung handelt, die nur durch das Interesse an der Vermeidung von Beseitigungskosten motiviert ist und gegenüber der Beseitigung keine ökologischen Vorteile, sondern häufig sogar erhebliche Nachteile hat. Die von der Bundesregierung geplanten Maßnahmen zur Lösung dieses Problems erachtet der Umweltrat als unzureichend (Tz. 819 ff.). Mit einer selbstläufigen Entschärfung des Problems ist erst im Zusammenhang mit dem Inkrafttreten des definitiven Verbots der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle im Jahre 2005 zu rechnen.

Pro und contra Abfallverwertung

844. Die dargestellten Fehlentwicklungen der Verwertungswirtschaft geben Anlass, erneut zu prüfen, ob und unter welchen Voraussetzungen die Vermutung richtig ist, dass Abfallverwertung im Vergleich zur Abfallbeseitigung die umweltpolitisch günstigere Option darstellt.

Die Verwertung von Abfällen ist nicht zwangsläufig umweltfreundlicher als die Beseitigung. In weiten Bereichen hat die Verwertung, insbesondere eine hochwertige Verwertung, im Vergleich zur Beseitigung zweifellos Vorteile. Eine generelle ökologische Vorteilhaftigkeit der

Verwertung kann aber umso weniger vorausgesetzt werden, je anspruchsvoller die Umweltstandards für die Beseitigung sind und je stärker die abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen geringwertige Verwertungen begünstigen. Ob und unter welchen Voraussetzungen bestimmte Verwertungsmaßnahmen tatsächlich umweltverträglicher sind, als es die Beseitigung der betreffenden Abfälle wäre, kann daher immer erst der konkrete Vergleich der beiden Optionen zeigen.

Ökologische Vorteile im Vergleich zur Beseitigung hat die Verwertung regelmäßig – allerdings nicht in allen derzeit als Verwertung anerkannten Fällen – unter dem Gesichtspunkt der Ressourcenschonung. Außerdem entfallen mit der Verwertung Umweltbelastungen, die mit der Beseitigung verbunden wären. Andererseits sind auch mit der Verwertung Umweltbelastungen verbunden. Zu nennen sind hier Umweltbelastungen durch das jeweilige technische Verwertungsverfahren (etwa Emissionen bei der energetischen Verwertung, bei Wasch- und Schmelzprozessen etc.), Umweltbelastungen durch Verwertungsprodukte oder durch die unmittelbare Nutzung aufbereiteter Abfälle (z. B. Schadstoffverteilung durch landwirtschaftliche Klärschlammverwertung) und Umweltbelastungen durch zusätzliches Transportaufkommen.

Ob eine Verwertung von Abfällen tatsächlich umweltfreundlicher ist als die Beseitigung, kann demnach nicht pauschal, sondern nur fallgruppenweise, für konkrete Abfallarten und Verwertungswege, durch Vergleich der aufgeführten umweltrelevanten Vor- und Nachteile festgestellt werden. Umweltfreundlichkeit der Abfallverwertung kann nicht als Faktum vorausgesetzt, sondern muss durch geeignete rechtliche Rahmenbedingungen sichergestellt werden.

Die Abfallpolitik hat darüber hinaus auch wirtschaftliche Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Ob Verwertung oder Beseitigung die umweltpolitisch günstigere Option ist, hängt daher letztlich von einer Abwägung zahlreicher Gesichtspunkte ab. Das Ergebnis dieser Abwägung kann in Abhängigkeit von den jeweiligen Umständen unterschiedlich ausfallen. „Vermutungen“ für die Vorzugswürdigkeit der einen oder der anderen Entsorgungsschiene helfen hier nicht weiter, da sich für konkrete Fälle und Fallgruppen gerade die Frage stellt, ob die aufgestellte Vermutung auch für sie zutrifft.

845. Die Abwägungsprobleme, mit denen man es hier zu tun hat, sind allerdings offensichtlich überkomplex. Die gegeneinander abzuwägenden Gesichtspunkte sind vielfältig, auf unterschiedlichste Abfälle, Abfallzusammensetzungen und Verwertungswege anzuwenden und großenteils inkommensurabel, d. h. nicht willkürfrei auf gemeinsame Nenner zu bringen. Ein Steuerungsanspruch, der sich darauf richtete, auf konsistente Weise in jedem einzelnen Fall für den jeweiligen Abfall in seiner konkreten Zusammensetzung den unter Berücksichtigung aller Gesichtspunkte objektiv optimalen Entsorgungsweg zu ermitteln, wäre daher zum Scheitern verurteilt. Die Frage kann deshalb nur sein, wie sich mit vertretbarem Steuerungsaufwand einigermaßen plausible und konsistente Lösungen erzielen lassen, bei denen die oben aufgeführten Beurteilungsgesichtspunkte nicht in deutlicher Weise missachtet oder fehlgewichtet werden.

Unverzichtbarkeit abfallrechtlicher Verwertungssteuerung

846. Grundsätzlich richtig ist die Forderung, für die Ziele der Abfallwirtschaft möglichst weitgehend die Marktkräfte zu aktivieren – insbesondere durch den Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente, die die Umweltkosten der Abfallverwertung ebenso wie der Abfallbeseitigung möglichst weitgehend dem jeweiligen Verursacher anlasten. Die Möglichkeiten dazu sind aber durch die Komplexität der Umweltinanspruchnahmen, um die es geht – vor allem durch die Vielfalt und wechselnde Menge und Zusammensetzung der in Abfällen enthaltenen Schadstoffe und die Unterschiedlichkeit ihrer Ausbreitungspfade über Entsorgungsanlagen und Verwertungsprodukte – eng begrenzt.

Die Umweltverträglichkeit der Abfallentsorgung kann und muss in weiten Teilen durch nicht spezifisch abfallrechtliche Instrumente – unter anderem durch immissionsschutzrechtliche, wasserrechtliche und produktrechtliche Standards – sichergestellt werden. Gerade für die Verwertungswirtschaft bleibt daneben aber auch eine spezifisch abfallrechtliche Steuerung notwendig. Insbesondere wird eine Kontrolle des Abfallinputs in Verwertungsprozesse über weite Strecken unverzichtbar bleiben.

Angleichung der Entsorgungsstandards

847. Das wirksamste Mittel gegen den Abfluss von Abfallströmen in ökologisch anspruchslose Billigentsorgungen ist die Harmonisierung der Entsorgungsstandards auf einem ökologisch anspruchsvollen Niveau. Da vor allem der Abfallverwertungsmarkt ein europäischer Markt ist, muss dies auch die Harmonisierung auf europäischer Ebene einschließen.

Für den Bereich der EG-Mitgliedstaaten sind mit dem Erlass der Deponierichtlinie und der Abfallverbrennungsrichtlinie wichtige Verbesserungen in diese Richtung erzielt worden. Wesentliche Voraussetzungen für eine Angleichung der Entsorgungsstandards und der davon abhängigen Entsorgungspreise innerhalb Deutschlands hat die Abfallablagerungsverordnung geschaffen, indem sie das Auslaufen der Ausnahmegenehmigungen für technisch nicht TASi-konforme Deponien und für die Ablagerung nicht vorbehandelter Abfälle verbindlich auf den 1. Juni 2005 fixiert. Die Anhebung der emissionsbezogenen Standards für mechanisch-biologische Behandlungsanlagen durch die 30. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (30. BImSchV) stellt ebenfalls einen Angleichungsfortschritt dar.

Diese Verbesserungen reichen allerdings noch nicht aus. Auf europäischer Ebene lässt die Deponierichtlinie nach wie vor erhebliche Spielräume für die Ablagerung nicht oder nicht ausreichend vorbehandelter Abfälle. Die Abfallverbrennungsrichtlinie nähert die Standards für die reine Müllverbrennung und die energetische Verwertung von Abfällen durch Mitverbrennung in Industrieanlagen einander an, ohne eine volle Angleichung zu erreichen. Die Egalisierung von Standards auf nationaler Ebene durch die Abfallablagerungsverordnung wird erst im Jahr

2005 wirksam. Auch die Standards der 30. BImSchV gelten für bereits bestehende Anlagen erst fünf Jahre nach Inkrafttreten der Verordnung. Auf nationaler, besonders aber auf europäischer Ebene sind mit den genannten Vorschriften auch noch bei weitem nicht alle Entsorgungswege erfasst, für die anspruchsvollere Standards benötigt werden. Zu befürchten sind außerdem Vollzugsdefizite, insbesondere was die tatsächliche Umsetzung der EG-rechtlichen Vorgaben innerhalb Europas angeht. Erforderlich ist deshalb neben weiteren Fortschritten der inhaltlichen Harmonisierung von beseitigungs- und verwertungsrelevanten Umweltstandards auch eine europaweite Verbesserung der Durchsetzungsinstrumente. Neben erweiterten Verbands- und Bürgerklagerechten könnte auf europäischer Ebene insbesondere die Koppelung der Verbringungsfreiheit für Verwertungsabfälle an die Einhaltung der europäischen Entsorgungsstandards zur Vollzugsverbesserung beitragen.

Spielräume für eine sinnvolle Verwertungssteuerung auf nationaler Ebene – Allgemeines

848. Die abfallwirtschaftlichen Handlungsspielräume der EG-Mitgliedstaaten sind durch das europäische Recht begrenzt. Dies betrifft insbesondere die Abfallverwertung, da Verwertungsabfälle innerhalb Europas grundsätzlich frei verbracht werden können. Für Deutschland ergeben sich besondere Schwierigkeiten daraus, dass der Verwertungsbegriff des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes dem Verwertungsbegriff des europäischen Rechts nur unzureichend angepasst ist. Dies erschwert unter anderem den Gebrauch der praktisch wichtigsten Möglichkeit, die die europäische Abfallverbringungsverordnung zur Unterbindung objektiv unsinniger Auslandverwertungen bereitstellt („Einwand der fehlenden ökonomisch-ökologischen Rechtfertigung“). Von daher empfiehlt sich mittelfristig eine Anpassung der Struktur des deutschen Abfallrechts in der Weise, dass der Verwertungsbegriff anspruchsloser gefasst wird. Dieser Vorschlag zielt, wohlgemerkt, nicht auf eine anspruchslosere Verwertungspolitik, sondern darauf, dass die notwendigen Ansprüche am rechtssystematisch richtigen Ort gestellt werden.

Die Spielräume für eine nationale Abfallpolitik, die hochwertige Verwertungen fördert und bloße Scheinverwertungen verhindert, sind derzeit aufgrund bestehender Unsicherheiten über die Anforderungen des europäischen Rechts nicht mit Sicherheit bestimmbar. Von besonderer Bedeutung ist der Ausgang eines Verfahrens vor dem Europäischen Gerichtshof, in dem zur Diskussion steht, ob die Verbrennung von Hausmüll in einer Müllverbrennungsanlage mit Abwärmenutzung als Verwertung einzustufen ist. Es ist durchaus möglich, dass der Gerichtshof diese Frage bejahen wird. Damit werden aber nicht notwendigerweise auch die Überlassungspflichten für Abfälle gegenstandslos, die das nationale Recht bisher als Beseitigungsabfälle eingestuft hat. Der Umweltrat geht davon aus, dass das europäische Recht nicht im Sinne einer vollständigen Liberalisierung des Abfallmarktes interpretiert werden kann und in diesem Verfahren auch nicht so interpretiert werden wird. Er bedauert, dass die Bundesregierung Möglichkeiten, sich für eine die nationalen Handlungsspielräume wahrende Auslegung der europäischen Vorgaben einzusetzen, unter anderem in diesem Verfahren nicht genutzt hat.

Vorrang des umweltverträglicheren Entsorgungspfades, Getrennthaltungspflichten und Verwertungsstandards

849. Der Vorrang des umweltverträglicheren Entsorgungspfades sollte nach Auffassung des Umweltrates umweltpolitische Leitlinie für die abfallrechtliche Regulierung sein, eignet sich aber nicht für die Überführung in einen unmittelbar anwendbaren Rechtsbefehl.

Solange die Rahmenbedingungen fortbestehen, die grundsätzlich ein Ausweichen von der Beseitigung in die Verwertung wirtschaftlich attraktiv machen, kommt eine Lösung, die darauf abzielt, dass Abfälle dann und nur dann verwertet werden, wenn dies der ökologisch und volkswirtschaftlich sinnvollere Weg ist, nicht ohne Getrennthaltungspflichten aus. Eine Getrennthaltung unterschiedlicher Abfälle kann allerdings vernünftigerweise nicht generell und um jeden Preis, sondern nur im Interesse der abfallwirtschaftlichen Zielsetzungen des Gesetzes und im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren verlangt werden. In diesem Sinne muss jedes Getrennthaltungsgebot relativ bleiben. Inhaltlich sinnvoll wäre nach Auffassung des Umweltrates die ausdrückliche Einführung einer gesetzlichen Verpflichtung der Abfallerzeuger und -besitzer, im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren Abfälle getrennt anfallen zu lassen und getrennt zu halten, soweit dies erforderlich ist, um einerseits zumutbare und möglichst hochwertige Verwertungen und andererseits die umweglose Beseitigung der nicht zu verwertenden Abfälle zu ermöglichen. Als wirtschaftlich zumutbar sollten dabei jedenfalls diejenigen Trennleistungen gelten, die auch jedem Bürger in seinem Privathaushalt zugemutet werden.

850. Während Überlassungspflichten für teilweise verwertbare gemischte Gewerbeabfälle mit europarechtlichen Risiken behaftet sind, wäre eine derartige Getrennthaltungspflicht europarechtlich nur problematisch bzw. riskant, sofern Verstöße dagegen mit der Einstufung verbotswidrig entstandener Gemische als Beseitigungsabfall sanktioniert würden. Dies wäre aber nicht erforderlich; zur Durchsetzung einer Getrennthaltungspflicht könnten stattdessen ohne Verstoß gegen europarechtliche Vorschriften Buß- oder Zwangsgelder eingesetzt werden.

Die Bundesregierung lehnt demgegenüber aus europarechtlichen Gründen eine allgemeine gesetzliche Getrennthaltungspflicht ab. Sie hat stattdessen am 7. November 2001 den Entwurf einer Gewerbeabfallverordnung beschlossen, der die gewerblichen Abfallerzeuger – im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren – vor die Alternative stellt, entweder bestimmte verwertbare Abfallfraktionen (Papier und Pappe, Glas, Kunststoffe, Metalle, Bioabfälle) untereinander und von anderen Abfällen getrennt zu halten oder Gemische, die diese Abfälle enthalten, einer Vorbehandlung zuzuführen, bei der eine Verwertungsquote von mindestens 85 % erreicht wird. Im Hinblick darauf, dass in jedem Gewerbebetrieb auch unverwertbare Abfälle anfallen, ist außerdem eine Verpflichtung vorgesehen, in angemessenem Umfang Abfallbehälter des zuständigen

öffentlichen Entsorgungsträgers, und zwar mindestens *einen* Behälter, zu nutzen. Im Vergleich zu einer vorausgegangenen, von den beteiligten Kreisen zu Recht als vollkommen praxisuntauglich abgelehnten Entwurfsversion stellt der Regierungsentwurf einen Fortschritt dar. Der Umweltrat beurteilt ihn allerdings als noch immer unzureichend und zu umsetzungsaufwendig. Er betrachtet die vorgegebene Verwertungsquote, mit der die Vorbehandlungsbetriebe für die Durchsetzung von Getrennthaltungspflichten der Abfallerzeuger in Dienst genommen werden, als ein wenig geeignetes und im Hinblick auf die damit zwangsläufig verbundenen umfangreichen Dokumentationspflichten unverhältnismäßig aufwendiges Steuerungsinstrument. Als wirksam dürfte sich in erster Linie die vorgesehene Verpflichtung erweisen, in angemessenem Umfang Restabfallbehälter vorzuhalten. Dieser grundsätzlich sinnvolle Ansatz sollte noch wirksamer ausgestaltet werden, indem den Gemeinden ausdrücklich ein Beurteilungs- und Standardisierungsspielraum für entsprechende satzungsrechtliche Festlegungen eingeräumt wird.

851. Europarechtlich unproblematische Instrumente der Verwertungssteuerung auf nationaler Ebene sind im Übrigen nationale Standards für die Zulässigkeit von Verwertungsmaßnahmen. Ein Nachteil dieser Regulierungsvariante ist allerdings, dass davon nur Verwertungsmaßnahmen innerhalb Deutschlands erfasst werden, die Verbringung von Abfällen zur Verwertung in andere EG-Mitgliedstaaten dagegen auf diese Weise nicht verhindert werden kann. In erster Linie sind daher Regelungen auf europäischer Ebene wünschenswert. Wie in der Vergangenheit, so wird aber auch in Zukunft die europäische Umweltpolitik großenteils in Orientierung an Vorbildern aus den Mitgliedstaaten weiterentwickelt werden. Mitgliedstaatliche Regelungen im Bereich der Abfallwirtschaft führen häufig zu einem Nachzug der europäischen Ebene. Fortschritte in der europäischen Umweltpolitik hängen wesentlich auch an der Bereitschaft einzelner Mitgliedstaaten, Vorreiterrollen zu übernehmen. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine europäische Regelung zustande kommt, kann gerade dadurch gesteigert werden, dass ein überzeugendes Regulierungskonzept zunächst auf nationaler Ebene entwickelt und erprobt wird. Eine Vorreiterfunktion sollte deshalb auch bei der Standardsetzung für Verwertungen nicht gescheut werden. Allerdings ist unbestreitbar, dass dies zumindest temporär mit wirtschaftlichen Nachteilen verbunden sein kann. Auch die Spielräume für die Übernahme nationaler Vorreiterrollen sind daher begrenzt. Zu einem Schwerpunkt der Abfallpolitik muss daher die Weiterentwicklung des europäischen Abfallrechts werden.

Weiterentwicklung des europäischen Abfallrechts

852. Dem europäische Abfallrecht liegt ein ökologisch anspruchsloser Verwertungsbegriff zugrunde. Kurzfristig bedarf es hier vor allem einer klaren definitorischen Abgrenzung zwischen energetischer Verwertung und Beseitigung. Entsprechende Bemühungen auf europäischer Ebene sollten von deutscher Seite auch dann unterstützt werden, wenn sie nicht in allen Punkten deutschen Idealvorstellungen – z. B. hinsichtlich eines anspruchsvollen Heizwertkriteriums – entsprechen.

Darüber hinaus müssen die inhaltlichen Standards für Beseitigungs- und Verwertungsmaßnahmen weiterentwickelt und auf einem anspruchsvollen Niveau harmonisiert werden. Zu den vordringlichen Aufgaben gehört dabei die Bereitstellung europäischer Standards für den Abfallinput bei Verbrennungsanlagen (Tz. 882 f.).

Die innereuropäische Warenverkehrsfreiheit für Verwertungsabfälle sollte – durch Aufnahme eines entsprechenden Einwandes in die Abfallverbringungsverordnung – an die Einhaltung der europäischen Umweltstandards in den Zielanlagen gekoppelt werden. Dies erscheint auch im Hinblick auf den absehbaren Abfluss von Verwertungsabfällen in die künftigen neuen EG-Mitgliedstaaten erforderlich. Dieser Abfluss soll zwar auch dadurch begrenzt werden, dass die volle Verbringungsfreiheit für Verwertungsabfälle erst mit dem Ablauf der Übergangsfristen für die Einhaltung der europäischen Entsorgungsstandards einsetzt. Damit ist aber noch nicht gesichert, dass Abfallexporte erst stattfinden, wenn diese Standards auch *tatsächlich* eingehalten werden.

853. Mittelfristig sollte darüber hinaus eine grundlegendere Revision der EG-Abfallverbringungsverordnung angestrebt werden, die die Möglichkeiten und Grenzen der innereuropäischen Abfallverbringung nicht mehr an die Unterscheidung zwischen Beseitigung und Verwertung, sondern an eine differenziertere Betrachtung der relevanten wirtschaftlichen und ökologischen Gesichtspunkte knüpft.

Unter anderem im Hinblick darauf, dass über den Sinn oder Unsinn von Verwertungsmaßnahmen letztlich nur nach Maßgabe einer Abwägung geurteilt werden kann, die je nach der Art des betreffenden Abfalls unterschiedlich ausfallen kann (Tz. 779), befürwortet der Umweltrat auch für die europäische Ebene die Weiterentwicklung produktgruppenspezifischer Regulierungsstrategien. Dabei muss allerdings darauf geachtet werden, dass ein Aufbau gesonderter Sammelsysteme nur gefordert und gefördert wird, soweit diese – zumindest im Wesentlichen – auch in gesonderte Verwertungswege münden. Die von der EG-Umweltkommissarin ins Auge gefasste Strategie einer produktgruppenübergreifenden stoffbezogenen Regulierung sollte nur unterstützt werden, soweit eine solche Strategie sich mittels handelbarer Materialverwertungsquoten oder vergleichbarer verbindlicher Systeme umsetzen lässt. Andernfalls liefe der neue Ansatz auf eine Deregulierungsstrategie hinaus, die der Umweltrat nicht befürwortet.

4.2 Verwertungsmaßnahmen und -probleme für ausgewählte Abfallarten

4.2.1 Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen in industriellen Feuerungsanlagen

854. Als energetische Verwertung wird der Einsatz von Abfällen als Ersatz für Primärbrennstoffe bezeichnet. Wenn Ersatzbrennstoffe neben primären Energieträgern in

industriellen Feuerungsprozessen eingesetzt werden, spricht man von einer Mitverbrennung. Neben einem Beitrag zum Ressourcenschutz durch die Substitution primärer Energieträger verspricht die Abfallmitverbrennung vor allem wirtschaftliche Vorteile für Abfallbesitzer und für Betreiber industrieller Feuerungsanlagen. Hinsichtlich der Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Mitverbrennung existieren aber in der Fachwelt unterschiedliche Einschätzungen. Dies ist für den Umweltrat Anlass, die Option der energetischen Verwertung von Abfällen in industriellen Feuerungsanlagen nochmals vertieft zu diskutieren.

4.2.1.1 Verfügbarkeit von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen

855. Die Betreiber von industriellen Feuerungsanlagen greifen in der Regel auf die Brennstoffsubstitute zurück, die preisgünstig, durchgehend in ausreichender Menge vorhanden, lagerstabil, nur gering schadstoffbelastet und technisch verträglich einsetzbar sind. Dadurch sollen vorgegebene Emissionsgrenzwerte auf kostengünstige Weise eingehalten und die Produktqualität gesichert werden. Es konkurrieren dabei zahlreiche Ersatzbrennstoffe aus Abfällen, die sich hinsichtlich ihrer Eigenschaften unterscheiden. Als für die Möglichkeiten und Modalitäten der Verwertung wesentliche Eigenschaft ist die homogene oder gemischte Zusammensetzung der zur Mitverbrennung bestimmten Abfälle hervorzuheben. Um homogene Abfallfraktionen handelt es sich beispielsweise bei Altreifen, Altöl, Klärschlamm und Altholz; wichtige gemischte Fraktionen sind dagegen Baustellenabfälle und heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen (vgl. Tz. 1072). Die Ersatzbrennstoffe aus Abfällen stellen nur ein mögliches Substitut für bisher überwiegend eingesetzte Primärenergieträger dar. Bereits heute stehen sie in direkter Konkurrenz zu anderen Biomasse-Brennstoffsubstituten wie beispielsweise Kurzumtriebholz, Waldrestholz oder Stroh.

856. Die zu substituierende Brennstoffleistung (Energiegehalt) bestimmt gemeinsam mit den jeweiligen Heizwerten das energetisch nutzbare Aufkommen an Ersatzbrennstoffen. Schätzungen bezüglich des denkbaren inländischen Aufkommens an Ersatzbrennstoffen aus Abfällen gehen über 20 Mio. Mg pro Jahr deutlich hinaus. In Tabelle 4.2-1 sind Potenziale verschiedener Ersatzbrennstoffe in Deutschland genannt. Tiermehl und Tierfette wurden ebenfalls in der Aufstellung berücksichtigt, da sie zurzeit wegen der noch ungeklärten Frage der zukünftigen Tierkörperbeseitigung einen zumindest temporär stark genutzten Ersatzbrennstoff darstellen.

4.2.1.2 Mitverbrennungskapazitäten der Industrie

857. Industrielle Feuerungsanlagen sind für den Einsatz von Primärenergieträgern optimiert. Je enger das Spektrum an eingesetzten Primärenergieträgern ist, desto empfindlicher reagieren die Feuerungsanlagen auf Ersatzbrennstoffe, die über andere stoffliche Eigenschaften verfügen als die substituierten Brennstoffe. Mögliche Folgen des Einsatzes von Ersatzbrennstoffen können betriebliche Probleme wie beispielsweise Verschmutzungen, Verschlackungen, Anbackungen und Korrosion sein.

So sind zur weitgehenden Vermeidung derartiger Probleme je nach Verfahrenstechnik bzw. Feuerungsart separate Anlagen zur Brennstoffaufbereitung und/oder spezielle Eintragssysteme notwendig. Unter die Brennstoffaufbereitung fallen auch der jeweiligen industriellen Feuerungsanlage vorgeschaltete Anlagen wie beispielsweise eine Abfall-Pyrolyse, die mit dem gewonnenen Pyrolysegas und -koks in primärenergetischen Prozessen technisch verträgliche Brennstoffe erzeugt (STOCK et al., 2001).

858. Insgesamt ist das Mitverbrennungspotenzial in deutschen industriellen Feuerungsanlagen beträchtlich.

Tabelle 4.2-1

Potenziale verschiedener Ersatzbrennstoffe in Deutschland

Abfallart	Menge (Mio. Mg pro Jahr)	Heizwert (MJ pro kg)
Altholz	8,45	12
Altreifen	0,5	26
Baustellenabfälle	3,25	20
Klärschlamm (TS)[1]	2,3	10
SBS[2]	5,2–8,4	16
Tiermehl	0,6	17
Tierfette	0,4	39

[1] Trockensubstanz
[2] heizwertreiche Fraktionen der Abfallarten Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall und Sortierreste

Quellen: NOTTRODT et al., 2001; Scheurer et al., 2000; URBAN, 2000; EPEA und INFA, 1999

Jedoch ist zurzeit nur grob abschätzbar, welche Mengen an Ersatzbrennstoffen in der Industrie in Zukunft tatsächlich energetisch genutzt werden. Für die Zukunft wird – wie nachstehend dargestellt – eine Mitverbrennungskapazität in der deutschen Industrie von 10 bis 20 Mio. Mg pro Jahr in Abhängigkeit von der jeweiligen Substitutionsrate und dem Heizwert der energetisch verwerteten Abfälle erwartet.

Zementindustrie

859. In Deutschland sind 66 Zementöfen in Betrieb. Ihre gesamte Brennstoffleistung liegt derzeit bei mehr als 100 Mio. Gigajoule pro Jahr. Im Jahr 1999 wurden dabei insgesamt rund 0,9 Mio. Mg Ersatzbrennstoffe aus Abfällen mit vergleichsweise hohem Heizwert eingesetzt, entsprechend einem Anteil von rund 23 % am Brennstoff-Gesamtverbrauch. Bisher wurden in deutschen Zementwerken bei der Mitverbrennung von Abfällen im Wesentlichen Altreifen, Altöle und Abfallfraktionen aus Gewerbe und Industrie (Kunststoffe, Papier usw.) eingesetzt. Die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen, die aus aufbereiteten Siedlungsabfällen gewonnen werden, spielt in der Zementindustrie bisher nur eine untergeordnete Rolle. Deshalb sind die Ersatzbrennstoffe aus Siedlungsabfällen in den Aufstellungen der deutschen Zementindustrie in der Position „Sonstige Sekundärbrennstoffe“ enthalten, die einen Anteil von ca. 9 % an der eingesetzten Gesamtmenge an Ersatzbrennstoffen ausmacht (VDZ, 2001).

Die Mengen an eingesetzten Ersatzbrennstoffen sollen nach Aussagen aus der Zementwirtschaft künftig weiter steigen. Die Zementindustrie geht von einer Einsatzquote an Ersatzbrennstoffen von ca. 30 % bis zum Jahr 2005 aus (OERTER; 2001). Schätzungen gehen in Abhängigkeit vom Heizwert von einer theoretisch möglichen Substitutionsrate von bis zu 50 % aus. Geht man von einem durchschnittlichen Heizwert von ca. 16 000 MJ/Mg aus, dann erscheint in der Zementwirtschaft mittelfristig eine jährliche Mitverbrennung von maximal 2,9 Mio. Mg an Abfällen möglich (BRAUNGART und GALLENKEMPER, 1999). Dieses Potenzial entspricht in etwa den bereits heute genehmigten, aber noch nicht ausgeschöpften Kapazitäten zur Mitverbrennung von Abfällen in Zementwerken, die bei rund 2,5 Mio. Mg pro Jahr liegen (UBA, 2001).

Kohlekraftwerke

860. Im Gegensatz zur Zementindustrie steht die Mitverbrennung von Abfällen in den Anlagen zur Energiegewinnung durch feste fossile Energieträger noch eher am Anfang ihrer Entwicklung. Erste Erfahrungen liegen für die Mitverbrennung von Klärschlamm, Holz, Stroh und Kunststoffverpackungen vor (SCHEURER et al., 2000). Die Zurückhaltung der Kraftwerksbetreiber gegenüber Ersatzbrennstoffen aus Abfällen lässt sich unter anderem dadurch erklären, dass man bei der in den Kraftwerken üblichen Staubfeuerung und den dafür notwendigen feinen Brennstoffkörnungen im Falle einer Mitverbrennung von Abfällen auf technische Schwierigkeiten stößt bzw. intensive Anstrengungen bei der Abfallaufbereitung vornehmen muss. Die steigende Zahl von Genehmigungen bzw. Versuchsgenehmigungen für Abfallmitverbrennungen in Kraftwerken zeigt jedoch, dass trotz der angesprochenen Schwierigkeiten eine zunehmende Bereitschaft seitens der Anlagenbetreiber besteht, Abfälle energetisch zu verwerten.

Die Abfallwirtschaft hat ein großes Interesse daran, die Mitverbrennungskapazitäten in Kohlekraftwerken auszunutzen, da dort im Vergleich zur Zementindustrie deutlich größere Mengen an Ersatzbrennstoffen eingesetzt werden können. Die Mehrzahl der Fachleute geht davon aus, dass der Anteil der eingesetzten Ersatzbrennstoffe am Brennstoff-Gesamtverbrauch zwischen 5 % und 10 % liegen kann. Wenn 10 % der notwendigen Primärenergieträger durch Ersatzbrennstoffe ersetzt würden, könnte bei Annahme eines relativ niedrigen Heizwertes von 10 000 MJ/Mg – in der Größenordnung von Braunkohle – in deutschen Kraftwerken eine Menge von 27 Mio. Mg Abfall pro Jahr eingesetzt werden (SCHEURER et al., 2000). Verfügten die Ersatzbrennstoffe über einen höheren durchschnittlichen Heizwert, würde die Menge an einsetzbaren Abfällen zur energetischen Verwertung entsprechend zurückgehen. Bei einem Heizwert von 16 000 MJ/ Mg wäre beispielsweise die einsetzbare Menge an Ersatzbrennstoffen nur noch mit knapp 17 Mio. Mg pro Jahr zu beziffern. Würden im Mittel nur 5 % des Brennstoffbedarfs durch Ersatzbrennstoffe gedeckt, ergäbe sich bei einem Heizwert von 16 000 MJ/Mg eine Einsatzmenge von 8,5 Mio. Mg pro Jahr. Andere Autoren gehen bei einer Substitutionsrate von 5 % von noch geringeren Mengen aus, wie beispielsweise BRAUNGART und GALLENKEMPER (2000), die dafür lediglich 6,9 Mio. Mg pro Jahr ansetzen. Bei allen verfügbaren Berechnungen handelt es sich um Schätzungen, deren Prämissen noch der Verifikation durch Einsatzversuche und weitere Erfahrungen bedürfen (TERHORST et al., 2001).

Eisen- und Stahlindustrie

861. Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen erfolgt in der Eisen- und Stahlindustrie im Wesentlichen wegen deren Wirkung als Reduktionsmittel. Durch den Einsatz eines aus Mischkunststoffen hergestellten Agglomerats können die ansonsten eingesetzten Reduktionsmittel wie Schweröl oder Kohle substituiert werden. Gegenwärtig werden in der deutschen Eisen- und Stahlindustrie jährlich rund 0,15 Mio. Mg an Kunststoffen aus dem Dualen System (DSD) verwertet. Das maximal denkbare Einsatzpotenzial wird mit 2,5 Mio. Mg pro Jahr beziffert. Wesentliche Steigerungen der bisherigen Einsatzmengen werden allerdings mittelfristig in diesem Marktsegment nicht erwartet (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001). Wegen der Besonderheiten des Einsatzes von Abfällen als Reduktionsmittel in Hochöfen gilt die 17. BImSchV hier als nicht anwendbar.

Sonstige Anlagen

862. Für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen kommen darüber hinaus andere energieintensive Industriezweige wie beispielsweise Gießereien, Asphaltmischanlagen, Ziegeleien und die Kalk(stein)industrie in Betracht. Die theoretisch absetzbaren Mengen an Ersatzbrennstoffen

sind für die genannten Branchen jedoch vergleichsweise gering. So wird für den Bereich der Asphaltmischanlagen beispielsweise eine bundesweite Absatzmöglichkeit an Ersatzbrennstoffen von lediglich 0,2 Mio. Mg pro Jahr angegeben (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001). Auch wäre der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in den Feuerungsanlagen (Drehrohröfen) der Kalkindustrie zwar prinzipiell möglich, hat hier aber bisher keine Verbreitung gefunden (BRAUNGART und GALLENKEMPER, 2000).

4.2.1.3 Bewertung der Mitverbrennung

863. Die Bewertung der Mitverbrennung erfordert eine Abwägung zwischen unterschiedlichen Gesichtspunkten (Tz. 779). Von besonderer Bedeutung sind dabei die entstehenden Emissionen, einschließlich Treibhausgasemissionen, die Schadstoffanreicherung in den erzeugten Produkten und Verwertungsabfällen sowie der Gesichtspunkt der Ressourcenschonung. Der Mitverbrennung von Abfällen wird in der Regel zugute gehalten, dass primäre Brennstoffressourcen geschont werden und damit ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden kann. Ansatzpunkte zur Kritik sind dagegen die zu erwartenden Emissionen und die mögliche Anreicherung und Verteilung von Schadstoffen in Erzeugnissen, in Abfällen zur Verwertung oder in daraus gewonnenen Erzeugnissen (s. auch Tz. 771 f.).

864. Kraftwerke und Produktionsanlagen, in denen Abfälle mitverbrannt werden können, sind nicht als Abfallentsorgungsanlagen ausgelegt und verfügen dementsprechend in der Regel nicht über vergleichbare Möglichkeiten der Rückhaltung von Schadstoffen. Für Schadstoffe, die nicht geordnet ausgeschleust oder im Verbrennungsprozess zersetzt werden, bleiben als Austragspfade die luft- und abwasserseitigen Emissionen und die Produkte oder entstehenden Abfälle. Besonders relevant sind hierbei die in Abfällen häufig enthaltenen (toxischen) Schwermetalle sowie einige weitere Metalle bzw. Halbmetalle (z. B. Selen und Tellur). Für den Luftpfad weist insbesondere das Schwermetall Quecksilber eine hohe öko- und humantoxikologische Relevanz auf. Produkt- bzw. abfallseitig sind neben Quecksilber zahlreiche weitere Schwermetalle wie beispielsweise Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Thallium, Vanadium, Zink und Zinn zu betrachten (BZL und DPU, 2000). Die chronische Ingestion bzw. Inhalation dieser Schadstoffe in entsprechenden Konzentrationen beim Menschen kann eine gesundheitsschädigende Wirkung haben (ausführlich in ZESCHMAR-LAHL, 2001).

865. Die Gefahr von relativ erhöhten Schadstoffgehalten in Produkten, Prozessrückständen und Emissionen ist dann gegeben, wenn die zur Mitverbrennung vorgesehenen Ersatzbrennstoffe höhere Schadstoffgehalte als die substituierten primären Regelbrennstoffe aufweisen. Dies kann aufgrund entsprechender Schadstoffkonzentrationen in den Ersatzbrennstoffen oder erhöhter Gesamtfrachten der Fall sein. Im Regelfall ist davon auszugehen, dass Ersatzbrennstoffe aus Abfällen höhere Schadstoffbelastungen als primäre Regelbrennstoffe aufweisen (vgl. Ausführungen unten). Nachstehend sollen die damit zusammenhängenden Probleme der Mitverbrennung von Abfällen anhand luftseitiger Emissionen und des Schadstoffeintrags in das Produkt Zement und seine Nachfolgeprodukte diskutiert werden.

4.2.1.3.1 Auswirkungen der Mitverbrennung auf die luftseitigen Emissionen

866. Zu den luftseitigen Emissionen der Abfallmitverbrennung liefert die jüngst veröffentlichte Studie „Abfallverwertung in Industrieanlagen“, die im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) erstellt worden ist, weiterführende Ergebnisse (MUNLV, 2001). Die umfängliche Untersuchung für nordrhein-westfälische Zement- und Kohlekraftwerke beinhaltet im Wesentlichen – neben der Auswertung realer Emissionsmesswerte – Ergebnisse der Anwendung der Stoffflussanalyse (SFA), die Aussagen zu den bei der Mitverbrennung von Abfällen entstehenden luftseitigen Emissionen ermöglichen. Die SFA ist ein Instrument zur Bestimmung und Beschreibung der Massenflüsse, die in ein abgegrenztes System ein- und austreten (BZL und DPU, 2000). Die austretenden Massenflüsse werden im Wesentlichen durch die zugrunde gelegten so genannten Transferfaktoren bestimmt. Ein Transferfaktor ist der Quotient aus dem Gehalt eines Stoffs in einem bestimmten Output eines Produktionsprozesses – Reingas, Abwasser, Produkt oder Schlacke/Asche – und dem Gehalt desselben Stoffs im Abfallinput. Als prozessspezifische Kenngröße ist er von der Betriebsweise der jeweiligen Anlage abhängig (MUNLV, 2001). So wurde für das Land Nordrhein-Westfalen (NRW) ermittelt, dass der Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen im Vergleich zu Braunkohle und Steinkohle mit durchschnittlichen Spurenelementgehalten zu höheren Quecksilber-, Chlor- und Schwermetallemissionen in der Abluft führen kann (näher MUNLV, 2001, Anhang 5; angenommen wurden Medianwerte). Als wesentlicher Parameter mit Relevanz für die luftseitigen Emissionen erwies sich erwartungsgemäß das Quecksilber (vgl. Tz. 864).

Die Stoffflussanalyse erlaubt es, die bei der Abfallmitverbrennung entstehenden Emissionen differenzierter als üblich zu betrachten. Üblicherweise werden bei Mitverbrennungsanlagen die Emissionen nur danach beurteilt, ob im Abgasstrom insgesamt die nach der Mischrechnungsregel der 17. BImSchV festzusetzenden Grenzwerte eingehalten sind. Mithilfe der Stoffflussanalyse kann dagegen ermittelt werden, ob im – gedanklich isolierten – abfallbürtigen Teilstrom die für reine Abfallverbrennungsanlagen geltenden Grenzwerte eingehalten sind. Dies wird von der 17. BImSchV zwar gerade nicht verlangt. Das nordrhein-westfälische Umweltministerium geht jedoch davon aus, dass die Anforderung, im abfallbürtigen Abgasteilstrom die für reine Abfallverbrennungsanlagen geltenden Grenzwerte einzuhalten, aus dem abfallrechtlichen Erfordernis der Schadlosigkeit der Verwertung (§ 5 Abs. 3 KrW-/AbfG) abzuleiten ist (Tz. 885).

Hinsichtlich der in diesem Sinne interpretierten Schadlosigkeit der Verwertung kommt die erwähnte Studie zu unterschiedlichen Ergebnissen für Zement- und Kraftwerke. Während für die Zementindustrie eine relative Schadlosigkeit der energetischen Verwertung von Ersatzbrennstoffen bei einer Betrachtung der Emissionen im Luftpfad grundsätzlich gewahrt erscheint, sofern deren Schadstoffgehalt im Bereich der Medianwerte der Schadstoffbelastung liegt, war eine entsprechende Aussage für Kraftwerke nicht möglich. Hier ist eine relative Schadlosigkeit nicht generell gegeben (MUNLV, 2001).

Für Quecksilber wäre nach den Ergebnissen der Stoffflussanalyse bei einzelnen Ersatzbrennstoffen aus Abfällen ein Überschreiten des betreffenden Grenzwerts der 17. BImSchV zu erwarten (MUNLV, 2001). Demgemäß werden Abfallstoffe, die hohe Quecksilbergehalte aufweisen und zu entsprechenden Emissionen führen können, als „eher nicht zur Mitverbrennung geeignet" klassifiziert; so z. B. (quecksilberhaltige) Papier- und Deinkingschlämme oder Holz- und Verpackungsabfälle mit schädlichen Verunreinigungen (MUNLV, 2001).

4.2.1.3.2 Auswirkungen der Mitverbrennung auf die Produktqualität am Beispiel Zement/Beton

Schadstoffbelastung des Zements

867. Wesentlicher Bestandteil des Zements ist der Zementklinker. Er entsteht durch das Erhitzen eines exakt abgestimmten Rohstoffgemisches bis zum Sintern bei Temperaturen im Zementofen über 1 400 °C. Das Rohstoffgemisch beim Portlandzementklinker setzt sich aus Calciumoxid (CaO), Siliciumoxid (Kieselsäure, SiO_2), Aluminiumoxid (Tonerde, Al_2O_3) und Eisenoxid (Fe_2O_3) zusammen. Im Regelfall wird in Deutschland nach dem Trockenverfahren in Drehrohröfen mit so genannten Zyklonvorwärmern gearbeitet. Als charakteristische Besonderheit der Zementerzeugung ist festzuhalten, dass beim Klinkerbrennprozess keine Möglichkeit der Ausschleusung von Schadstoffen besteht, da keine Verbrennungsrückstände im Ofen verbleiben, sondern die nicht emittierten Verbrennungsprodukte in das Stoffgefüge des Zementklinkers eingebunden werden. Das hydraulische Bindemittel Zement entsteht nach dem Brennprozess durch das gemeinsame Vermahlen des Zementklinkers mit Calciumsulfat (natürlicher Gips, Anhydrit und Gips aus der Rauchgasentschwefelungsanlage) und gegebenenfalls mit weiteren Hauptbestandteilen. Letztgenannte können beispielsweise Hüttensand, natürliche Puzzolane (z. B. Trass), Flugaschen aus der Rauchgasreinigung, Ölschieferabbrand oder Kalkstein sein (VDZ, o.J.).

868. Die Qualität des erzeugten Zements kann durch die Mitverbrennung von Abfällen in zweifacher Hinsicht beeinflusst werden. Einerseits üben die eingesetzten Ersatzbrennstoffe in der Haupt- oder Sekundärfeuerung direkten Einfluss auf die Produktqualität aus, andererseits können Sekundärrohstoffe als Rohmaterial vor dem Brennen oder als Zumahlstoff nach dem Brennen zugesetzt werden. Die Sekundärrohstoffe wie beispielsweise Flugaschen und Gipse aus der Rauchgasreinigung von Kohlekraftwerken (REA-Gipse) können wiederum durch eine Mitverbrennung von Abfällen beeinflusst sein.

869. Die Umweltverträglichkeit sowohl der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen als auch des Einsatzes von Sekundärrohstoffen wird seitens der Zementindustrie und der Entsorgungswirtschaft auf der Grundlage eigener Untersuchungen als gegeben angesehen (SCHULZ-ELLERMANN, 2001; VDZ, o.J.). Es werden dabei im Wesentlichen zwei Argumentationslinien verfolgt. Die Zementindustrie verweist zum einen darauf, dass eine Qualitätssicherung der eingesetzten Ersatzbrennstoffe bzw. Sekundärrohstoffe sicherstelle, dass keine erhöhte Schadstofffracht in das Produkt eingetragen wird, und zum anderen darauf, dass eingetragene Schadstoffe während der Nutzungsphase der Nachfolgeprodukte (z. B. Beton) aufgrund des guten Bindungsvermögens der Baustoffe so immobilisiert sind, dass allenfalls eine geringfügige Schadstofffreisetzung zu besorgen sei (VDZ, o.J.).

870. Während ein durch die Mitverbrennung von Abfällen verursachter erhöhter Eintrag von Schadstoffen in das entsprechende Produkt mit analytischen Methoden nachweisbar ist, ist die Frage der Immobilität von Schadstoffen im Beton vor allem während der Nutzungsphase bislang nicht abschließend geklärt. Das Argument der Immobilität von Schadstoffen in Nachfolgeprodukten von Zement bedarf deshalb einer weiter gehenden Diskussion.

Immobilität von Schadstoffen in Nachfolgeprodukten des Zements

871. Das Bindemittel Zement ist eine wichtige Grundkomponente zahlreicher Baustoffe wie Beton, Mörtel, Putz und Estrich. Zement, der durch eine Mitverbrennung von Abfällen beeinflusst ist, kann einen erhöhten Anteil an schwer flüchtigen Schadstoffen aufweisen. In den Nachfolgeprodukten ist der Zement nur noch anteilig enthalten, sodass ein entsprechender Verdünnungseffekt eintritt. Der Anteil des Bindemittels Zement als wichtige Grundkomponente des Baustoffs Beton liegt beispielsweise in einer klassischen Betonmischung zwischen 10 % und 15 %. Jedoch werden zur Betonherstellung wiederum häufig Sekundärrohstoffe als Zusatzstoffe eingesetzt (Abfälle zur Verwertung wie z. B. Steinkohlenflugasche), die wiederum durch eine Mitverbrennung beeinflusst sein können (Tz. 867).

872. Da große Mengen von Zement zur Betonherstellung genutzt werden, soll exemplarisch anhand dieses Beispiels die Immobilität von Schadstoffen beurteilt werden. Dazu sollen die Frischbeton- und Nutzungsphase sowie die anschließende Entsorgung betrachtet werden.

Als problematischer Schadstoff während der kurzen Frischbetonphase erwies sich in der Vergangenheit das Schwermetall Chrom, das eine hohe Löslichkeit aufweist und durch eine Mitverbrennung in verstärktem Maße in das Produkt eingetragen werden kann. Chrom kann bei Hautkontakt eine Chromatallergie – das so genannte Maurerekzem – hervorrufen (SRU, 1998, Tz. 594). Die Ze-

mentindustrie begegnet diesem Problem, indem sie für die manuelle Verarbeitung chromatreduzierten Zement als Sackware anbietet (VDZ, o. J.).

Im Anschluss an die Frischbetonphase sollten in der zeitlich ausgedehnten Nutzungsphase im Beton enthaltene Schadstoffe durch das gute Bindungsvermögen des Baustoffs weitgehend immobil vorliegen. Da mineralische Baustoffe keine gasförmigen Emissionen aufweisen (VDZ, o. J.), wäre eine umweltrelevante Verfügbarkeit von Schadstoffen nur durch Verwitterungs- bzw. Auslaugungsvorgänge möglich. In diesem Zusammenhang stellte der Umweltrat bereits in seinen beiden letzten Umweltgutachten fest, dass Schadstoffe nicht nur beim Produktionsprozess, sondern auch nach einem Eingebundensein in Produkte aus diesen in die Umwelt gelangen können. Schadstoffe, die im Wege der Mitverbrennung in Produkte eingebunden wurden, sind chemisch-analytisch unschwer nachweisbar. Inwieweit und in welchen Zeiträumen allerdings solche immobilisierten Stoffe tatsächlich durch Verwitterung, Auslaugung und ähnliche dissipative Vorgänge in die Umwelt gelangen, wird derzeit wenig diskutiert (SRU, 1998, Tz. 594; SRU, 2000, Tz. 932). Ob es zu derartigen Vorgängen kommen kann, ist von den Umweltbedingungen abhängig, denen der Beton während seiner Nutzungsphase ausgesetzt ist. Welche Umweltbedingungen anzunehmen sind, ist zu einer Streitfrage geworden. In der Fachwelt bestehen zum Teil sehr unterschiedliche Auffassungen darüber. Je nach zugrunde gelegter Aggressivität der Umweltbedingungen lassen sich verschiedene Intensitäten von umweltrelevanten Auslaugungs-, Verwitterungs- und Korrosionsprozessen annehmen (VDZ, o.J.; ZESCHMAR-LAHL, 2001).

873. Zur Beurteilung des zulässigen Schadstoffgehaltes in Beton darf die Sichtweise nicht auf die Nutzungsphase des Betons beschränkt werden. Vielmehr muss auch die anschließende – bisher eher nachrangig betrachtete – Entsorgung des Betons berücksichtigt werden. Aufgrund der langen Nutzungsphase von Beton ergeben sich hier jedoch erst recht Schwierigkeiten, richtige Annahmen und Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit eines sich anschließenden, heute vielleicht noch unbekannten Entsorgungswegs festzulegen. Findet die Entsorgung des nach der Nutzungsphase abgebrochenen und zerkleinerten Betons nicht als Beseitigung, sondern als stoffliche Verwertung statt, so verbleiben die Bestandteile im Stoffkreislauf. Ist ein zur Betonherstellung genutzter Zement durch eine Mitverbrennung von Abfällen höher belastet, als dies durch den Einsatz von primären Brenn- und Rohstoffen der Fall wäre, so findet bei einem Verbleib des Betons im Stoffkreislauf – unabhängig von der tatsächlichen Verfügbarkeit der Schadstoffe – eine Anreicherung im Stoffkreislauf statt.

Insgesamt ist der heutige Kenntnisstand bezüglich der möglichen Auswirkungen eines erhöhten Schadstoffeintrags in erzeugte Produkte und Verwertungsabfälle als unbefriedigend zu bezeichnen. Die hier angeführten Vorgänge der Remobilisierung von Schadstoffen (Auslaugung, Verwitterung und Korrosion) lassen eine stärkere Direktwirkung auf die Umweltmedien – beispielsweise durch eine Versickerung von Eluat im Boden/ins Grundwasser – als auf den Menschen vermuten. Insgesamt kann auf der Grundlage heutiger Erkenntnisse eine unmittelbare Gefahr für die menschliche Gesundheit zumindest während der Nutzungsphase von Beton, der durch eine Mitverbrennung bei der Zementerzeugung erhöhte Schadstoffgehalte aufweist, nicht festgestellt werden. Trotz des guten Bindungsvermögens von Zement ist jedoch nicht auszuschließen, dass in Nachfolgeprodukten enthaltene Schadstoffe während der Nutzungsphase umweltverfügbar werden (z. B. durch Betonarbeiten/Bohren, LOHSE, 2000) und dadurch Expositionsverhältnisse mit Gesundheitsrisiken entstehen lassen.

874. Jeder Mehreintrag an Schadstoffen in Produkte und Abfälle zur Verwertung, der ursächlich auf eine Mitverbrennung von Abfällen zurückzuführen ist, erhöht die Gefahr, dass es zu umweltrelevanten Schadstofffreisetzungen kommt. Diese Gefahr erhöht sich zusätzlich nach jeder durchlaufenen Verwertungskaskade aufgrund der immer weiter steigenden Hintergrundbelastung an Schadstoffen. Der Umweltrat ist daher der Auffassung, dass ein erhöhter Schadstoffeintrag in Produkte grundsätzlich vermieden werden sollte.

4.2.1.4 Regelungsstand und Regelungsdefizite

4.2.1.4.1 Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen

875. Für die technische Verträglichkeit der Mitverbrennung sind die Eigenschaften des Ersatzbrennstoffs, wie beispielsweise spezifisches Gewicht, Ascheanteile, Schmelz- oder Erweichungspunkt und Schadstoffgehalt maßgebend (Tz. 857 ff.). Wesentliches Bewertungskriterium für den umweltverträglichen Einsatz von Ersatzbrennstoffen ist ihr Schadstoffgehalt im Vergleich zu primären Regelbrennstoffen (im Sinne der 4. BImSchV, Anhang 1.2).

Aufgrund der zunehmenden Bedeutung des Einsatzes von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen wird seit geraumer Zeit die Notwendigkeit gesehen, inputbezogene Gütekriterien für Abfälle zur energetischen Verwertung zu entwickeln. Eine verbindliche deutsche Regelung bezüglich derartiger Güteanforderungen ist jedoch zurzeit noch nicht verfügbar. Ansätze bieten das im Entwurfsstadium verharrende Papier einer Arbeitsgruppe der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) zum Einsatz von Abfällen in Zementwerken (LAGA-Arbeitsgruppe, 1997) und das RAL-Gütezeichen 724 für Sekundärbrennstoffe.

LAGA-Arbeitsgruppenpapier und RAL-Gütezeichen

876. Der Entwurf der LAGA-Arbeitsgruppe mit dem Titel „Maßstäbe und Kriterien für die energetische Verwertung von Abfällen in Zementwerken“ aus dem Jahr 1997 betrifft ausschließlich den Einsatz von Ersatzbrennstoffen in der Zementindustrie. Er beinhaltet eine Abfallliste mit unterschiedlichen energetisch verwertbaren Abfallarten. Diese sind Holz, Papier, Altöl, Bleicherde,

fluorhaltige Elektrodenreste, Pellets aus der Ölvergasung, Ruß, Graphitabfälle, Lösemittel, Kunststoffe, Gummiabfälle und Textilabfälle. Sowohl Hausmüll als auch Ersatzbrennstoffe aus heizwertreichen Siedlungsabfallfraktionen wurden in der Abfallliste somit nicht berücksichtigt. Innerhalb einer Abfallart wird zusätzlich festgelegt, welche Abfälle in Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung von der energetischen Verwertung in Zementwerken ausgenommen sind. Darüber hinaus werden mit einer allgemeinen Richtwertliste zulässige Schadstoffbelastungen angegeben, die für in den Abfalllisten nicht berücksichtigte Abfälle Anwendung finden sollen. Ersatzbrennstoffe aus heizwertreichen Siedlungsabfallfraktionen wären demnach anhand dieser Richtwerte zu beurteilen. In der Frage, ob die Richtwerte zulässige Höchstwerte darstellen oder ob sie nur als Orientierungswerte in Anlehnung an eine durchschnittliche Schadstoffbelastung (vgl. Tz. RAL-GZ 724, wie Median-Werte des RAL-GZ 724) zu verstehen sind, bestehen unterschiedliche Auffassungen (BZL und DPU, 2000; WALTER und FLAMME, 2001).

877. Das RAL-Gütezeichen 724 „Sekundärbrennstoffe“ der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e.V. formuliert Qualitätsanforderungen an Ersatzbrennstoffe, die zur Mitverbrennung in Zement- und Kraftwerken eingesetzt werden. Wie alle RAL-lnitiativen stellt auch dieses Gütezeichen eine freiwillige Selbstordnungsmaßnahme der Wirtschaft dar (RAL, 2001). Ersatzbrennstoffe aus flüssigen und besonders überwachungsbedürftigen Abfällen sind dabei von den Gütebestimmungen ausgenommen worden (EUWID, 2001), sodass die von der Bundesgütegemeinschaft gewählte Begrifflichkeit „Sekundärbrennstoff“ nur eine Teilfraktion der möglichen Ersatzbrennstoffe abdeckt.

Wesentliche Schwerpunkte des Gütezeichens sind exakte Probenahme- und Analysevorschriften und eine Liste von Abfällen, die zur „Sekundärbrennstoff“-Herstellung eingesetzt werden können, sowie Richt- bzw. Grenzwerte für den Schadstoffgehalt in diesen Brennstoffen. Das RAL-Gütezeichen 724 gibt keine maximal zulässigen Obergrenzen an, sondern beschränkt sich auf die Vorgabe von 80.-Perzentil- und Median-Werten. Der 80.-Perzentil-Wert ist ein Wert, der von 80 % aller Messwerte nicht überschritten werden darf. Beim Medianwert gilt dasselbe für 50 % aller Messwerte.

Das Gütezeichen fordert für die Schadstoff-Parameter Blei, Chrom, Kupfer, Mangan und Nickel weniger strenge Median- und 80.-Perzentil-Werte für Sekundärbrennstoffe aus Siedlungsabfällen als für die Sekundärbrennstoffe aus produktionsspezifischen Abfällen. In diesem Ansatz kommt zum Ausdruck, dass Sekundärbrennstoffe aus produktionsspezifischen Abfällen meist einen geringeren Gehalt an Schadstoffen als Sekundärbrennstoffe aus Siedlungsabfällen aufweisen. Im Vergleich zu Brennstoffsubstituten aus dem gewerblichen Bereich ergeben sich in der Regel qualitative Nachteile der Sekundärbrennstoffe aus Siedlungsabfällen durch die schwer beeinflussbare, inhomogene Zusammensetzung der Siedlungsabfälle (SRU, 1998, Tz. 600) und die höheren Schadstoffbelastungen (Tz. 1072). Dies hat Bedeutung für die Marktchancen von Sekundärbrennstoffen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (Tz. 884).

878. In Tabelle 4.2-2 sind die Schadstoffbegrenzungen des RAL-Gütezeichens und der LAGA-Arbeitsgruppe gegenübergestellt. Während die LAGA-Arbeitsgruppe heizwertbezogene Richtwerte (in mg/MJ) vorgibt, besteht seitens des RAL-Gütezeichens 724 durch die Vorgabe von zulässigen Schwermetallgehalten in der Einheit mg/kg auf den ersten Blick eine Unabhängigkeit vom Heizwert. Diese wird jedoch dadurch aufgehoben, dass bei Unterschreiten von definierten Heizwerten für produktionsspezifische Abfälle und heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen eine lineare Absenkung der Vorgaben vorzunehmen ist, während eine Erhöhung der Werte nicht zugelassen wird. Ein Vergleich der beiden Vorgaben ergibt kein einheitliches Bild. Die Richtwerte der LAGA-Arbeitsgruppe liegen in einigen Fällen unter und in anderen über den Medianwerten des RAL-Gütezeichens 724. Für den vor allem für die luftseitigen Emissionen relevanten Parameter Quecksilber ist die Vorgabe der LAGA-Arbeitsgruppe deutlich strenger als die des RAL-Gütezeichens 724.

879. In Abbildung 4.2-1 sind neben den Richtwerten der LAGA-Arbeitsgruppe und den Vorgaben des RAL-Gütezeichens 724 durchschnittliche Schadstoffbelastungen von Stein- und Braunkohle dargestellt. Der Vergleich der Medianwerte des RAL-Gütezeichens und der Richtwerte der LAGA-Arbeitsgruppe mit den durchschnittlichen Schadstoffbelastungen der Kohlen ergibt, dass es zu Unter- aber auch zu deutlichen Überschreitungen – z. B. für Quecksilber, Antimon, Cadmium und Kupfer – kommt. Die 80. Perzentil-Werte des RAL-Gütezeichens liegen bis auf zwei Ausnahmen (Arsen und Vanadium) immer über den hier angenommenen durchschnittlichen Belastungen der Primärenergieträger.

880. Quecksilber ist der relevante Schadstoffparameter für die luftseitigen Emissionen (vgl. Tz. 864). Daher bietet es sich aus emissionsseitiger Sicht an, Begrenzungen des Quecksilbergehalts im Abfallinput vorzunehmen. In der bereits erwähnten Untersuchung des MUNLV sind Quecksilberwerte ermittelt worden, die bei der Abfallverbrennung in Kraftwerken und Zementwerken auf der Inputseite eingehalten werden müssten, um sicherzustellen, dass – unter Zugrundelegung bestimmter Transferfaktoren – emissionsseitig die nordrhein-westfälischen Vorgaben für die Schadlosigkeit der Verwertung eingehalten sind (MUNLV, 2001). Während die Werte der LAGA-Arbeitsgruppe die so ermittelten Werte deutlich unterschreiten, liegen die Median- und 80. Perzentil-Werte des RAL-Gütezeichens 724 deutlich höher (s. Tabelle 4.2-3). Bei der Interpretation dieses Vergleichs muss allerdings berücksichtigt werden, dass die in Nordrhein-Westfalen gestellten emissionsseitigen Anforderungen, auf die hin die in der Tabelle wiedergegebenen Werte berechnet wurden, anspruchsvoller sind als die Anforderungen, die sich aus der Anwendung der Mischrechnungsregel der 17. BImSchV ergeben.

Tabelle 4.2-2

Übersicht über verfügbare Richt- bzw. Grenzwerte für Schadstoffgehalte in Ersatzbrennstoffen

Regelung	LAGA	LAGA	RAL Median-Werte	RAL 80.-Perzentil-Wert	LAGA[1]	RAL Median-Werte	RAL 80.-Perzentil-Wert
		20 MJ/kg[2]	produktionsspezf. Abfälle[3]	produktionsspezf. Abfälle[3]	16 MJ/kg[1]	Siedlungsabfälle[4]	Siedlungsabfälle[4]
Parameter	**mg/MJ**	**mg/kg**	**mg/kg TS**	**mg/kg TS**	**mg/kg**	**mg/kg TS**	**mg/kg TS**
Antimon	0,07	1,4	25	60	1,12	25	60
Arsen	1,9	38	5	13	30,4	5	13
Selen	0,2	4	3	5	3,2	3	5
Tellur	0,04	0,8	3	5	0,64	3	5
Beryllium	0,13	2,6	0,5	2	2,08	0,5	2
Blei	10	200	70	200	160	190	k. A.[5]
Cadmium	0,3	6	4	9	4,8	4	9
Chrom	3,7	74	40	120	59,2	125	250
Kobalt	1,2	24	6	12	19,2	6	12
Kupfer	3,7	74	120	k. A.[5]	59,2	350	k. A.[5]
Mangan	–	–	50	100	–	250	500
Nickel	3,5	70	25	50	56	80	160
Quecksilber	0,02	0,4	0,6	1,2	0,32	0,6	1,2
Thallium	0,15	3	1	2	2,4	1	2
Vanadium	6,7	134	10	25	107,2	10	25
Zink	8	160	–	–	128	–	–
Zinn	0,4	8	30	70	6,4	30	70
Chlor	< 1Gewichtsprozent	–	–	–	–	–	–

[1] Richtwerte umgerechnet, bezogen auf einen Heizwert von 16 MJ/kg
[2] Richtwerte umgerechnet, bezogen auf einen Heizwert von 20 MJ/kg
[3] Die Schwermetallgehalte sind gültig bis zu einem Heizwert HuTS* von 20 MJ/kg für produktionsspezifische Abfälle
[4] Die Schwermetallgehalte sind gültig bis zu einem Heizwert HuTS* von 16 MJ/kg für heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen
[5] Festlegung erst bei gesicherter Datenlage aus der Brennstoffaufbereitung
* unterer Heizwert normiert auf einen Wassergehalt von 0 %

Quelle: FLAMME und GALLENKEMPER, 2001 und LAGA-Arbeitsgruppe, 1997

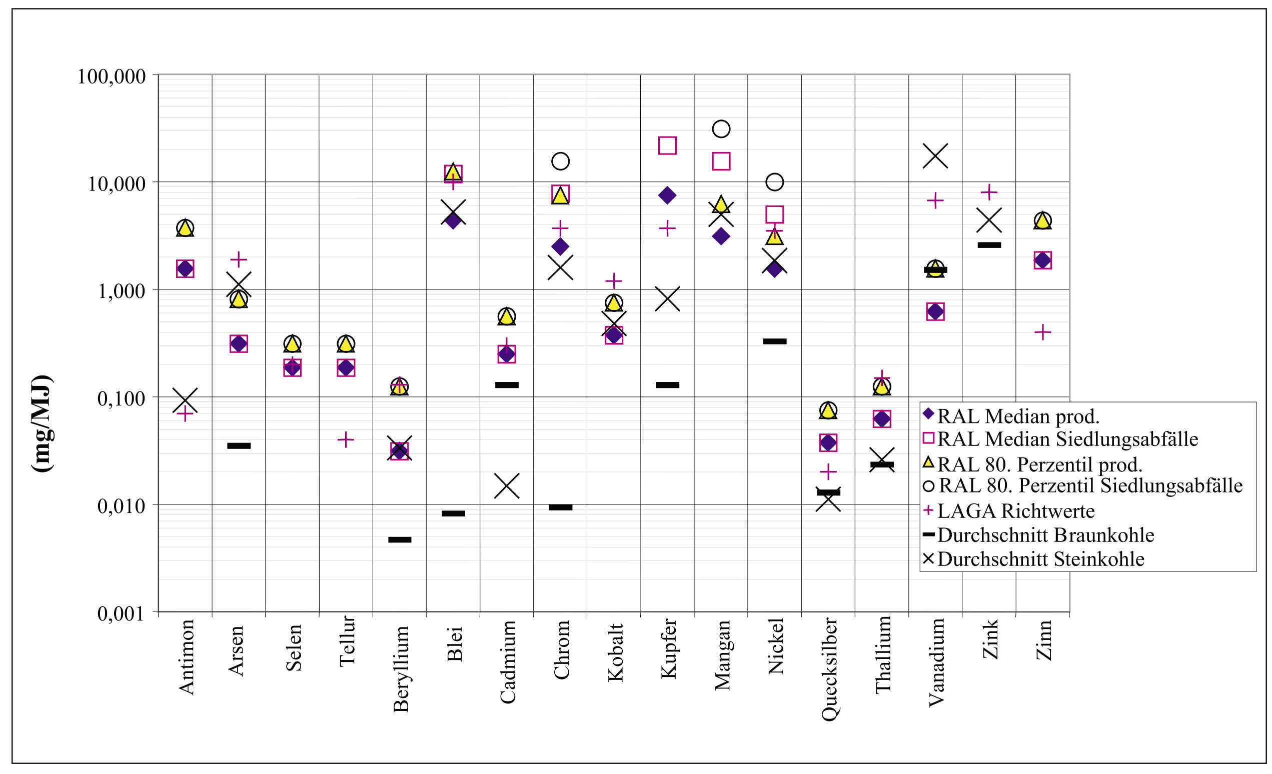
In Nordrhein-Westfalen soll künftig durch einen Leitfaden zur Mitverbrennung in Zement- und Kraftwerken festgelegt werden, welche Abfälle energetisch und stofflich verwertet werden können und welche Anforderungen dabei einzuhalten sind. Der Leitfaden wird, aufbauend auf einer Darstellung der rechtlichen Grundlagen der Verwertung von Abfällen außerhalb von Abfallentsorgungsanlagen, neben Positivlisten von energetisch verwertbaren Abfällen eine Methodik zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit der energetischen und stofflichen Verwertung von Abfällen in den Einsatzbereichen Zementindustrie und Kraftwerke beinhalten. Ergänzend sollen Richtwerte zur tolerierbaren Schadstoffbelastung der Abfälle vorgegeben werden. Der Leitfaden wird sich wie das RAL-Gütezeichen 724 ausschließlich auf feste, nicht besonders überwachungsbedürftige Abfälle beziehen (BOTH, 2001).

881. Im Hinblick auf den Schadstoffeintrag in das Produkt Zement wurde im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg der Abfalleinsatz in Zementwerken mittels der Stoffflussanalyse untersucht. Die bestehenden Regelungsansätze zur Begrenzung des Schadstoffgehalts in Ersatzbrennstoffen wurden dabei anhand von produktseitigen Schadstoff-Obergrenzen überprüft. Dabei wurde nur den Ersatzbrennstoffen, die den Richtwerten der LAGA-Arbeitsgruppe entsprachen, ein „umweltverträglicher“ Einsatz attestiert (BZL und DPU, 2000).

Sowohl das Papier der LAGA-Arbeitsgruppe als auch das RAL-Gütezeichen 724 beziehen sich auf Ersatzbrennstoffe aus ungefährlichen Abfällen. Gefährliche, d. h. besonders überwachungsbedürftige Abfälle sind explizit

Abbildung 4.2-1

Richtwerte der LAGA-Arbeitsgruppe und Median- und 80. Perzentil-Werte des RAL-Gütezeichens 724 sowie durchschnittliche Belastungen von Steinkohle und Braunkohle



Quelle: MUNLV NRW, 2001; LAGA-Arbeitsgruppe, 1997; FLAMME und GALLENKEMPER, 2001

ausgenommen worden, da die energetische Verwertung dieser Abfälle einzelfallspezifisch geprüft bzw. genehmigt werden soll. Als Grundlage für solche Einzelfallbeurteilungen bietet sich von der Sache her ebenfalls die Stoffflussanalyse an (FRIEDRICH et al., 2001; s. aber zur Rechtslage noch Tz. 885).

Regelungen und Regelungsbestrebungen im europäischen Ausland und auf EU-Ebene

882. In einigen europäischen Ländern sind bereits verbindliche Regelungen zum Abfallinput bei der Mitverbrennung von Abfällen verfügbar, so beispielsweise in der Schweiz durch die Richtlinie zur Entsorgung von Abfällen in Zementwerken (BUWAL, 1998). Auf einen weiter gehenden Vergleich der deutschen Vorgaben des RAL und der LAGA-Arbeitsgruppe für den zulässigen Schadstoffgehalt in Ersatzbrennstoffen mit den Anforderungen, die in anderen europäischen Ländern an Abfälle zur energetischen Verwertung gestellt werden, soll hier jedoch verzichtet werden. Ein Vergleich erscheint nicht sinnvoll, weil nicht alle in den einzelnen Ländern die Mitverbrennung bestimmenden Faktoren wie die Art der Mitver-

Tabelle 4.2-3

Inputbegrenzungen für Quecksilber in Ersatzbrennstoffen aus Abfällen nach RAL und LAGA-Arbeitsgruppe sowie Inputwerte nach MUNLV-Berechnungen

Heizwert	RAL	RAL	LAGA-Arbeitsgruppe	MUNLV – Berechnung Zementwerke		MUNLV – Berechnung Kraftwerke	
	Median	80. Perzentil	Richtwert	Median	Max.	Median	Max.
MJ/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
16	0,60	1,20	0,32	0,75	1,25	0,48	0,80
20	0,60	1,20	0,40	0,94	1,55	0,60	1,00

Quelle: FLAMME und GALLENKEMPER, 2001; MUNLV, 2001; LAGA-Arbeitsgruppe, 1997

brennungsanlagen, Emissionsanforderungen und bestehende Ausnahmeregelungen definiert sind. Auf der Ebene der EU hat im September 2000 das Europäische Komitee für Normung (CEN) die Vorarbeiten an einem Standard für Ersatzbrennstoffe aufgenommen (LAHL, 2000). Nach bisherigen Erfahrungen ist aber erst in drei bis fünf Jahren mit einer Verabschiedung entsprechender Vorgaben zu rechnen (vgl. Abschn. 3.1.5).

Notwendigkeit einer rechtsverbindlichen Regelung und inhaltliche Empfehlungen

883. Die Frage der qualitativen Anforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Abfällen ist eine Frage von zentraler abfallwirtschaftlicher Bedeutung, deren Beantwortung nicht privaten Normungsorganisationen wie dem RAL – oder, auf europäischer Ebene, dem CEN – überlassen werden sollte. Erforderlich sind rechtsverbindliche Entscheidungen durch die hierfür demokratisch legitimierten und verantwortlichen Entscheidungsträger.

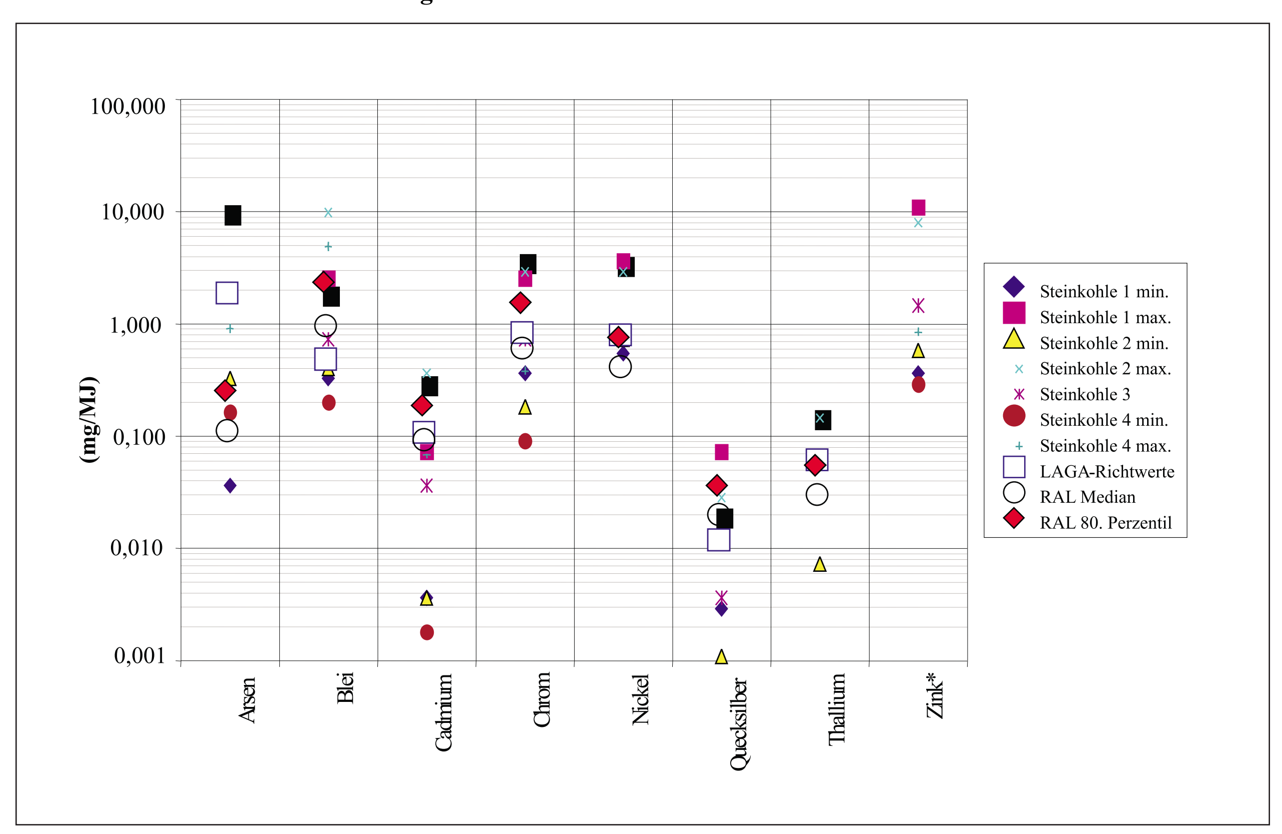
In Anknüpfung an den Grundsatz, dass keine erhöhten Schadstoffeinträge in Produkte erfolgen sollten (Tz. 771 f.), erscheint es für Verbrennungsprozesse, bei denen ein Schadstofftransfer in Produkte stattfindet, inhaltlich sinnvoll, die Güteanforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Abfällen an den Belastungen der substituierten primären Energieträger zu orientieren. Auch Regelbrennstoffe können allerdings, wie in Abbildung 4.2-2 am Beispiel Steinkohle dargestellt, relativ große Bandbreiten an unterschiedlichen Schadstoffbelastungen aufweisen.

Ein eindeutiger Referenzwert, an dem sich Vorgaben für die zulässige Schadstoffbelastung in Ersatzbrennstoffen orientieren könnten, steht daher nicht zur Verfügung. Aus der Sicht des Umweltrates wäre es jedenfalls nicht sachgerecht, als Referenzwert die maximal vorkommende Belastung von Regelbrennstoffen zugrunde zu legen. Die Orientierung an den Belastungswerten bei Regelbrennstoffen hat den Sinn, zu verhindern, dass die Mitverbrennung insgesamt zu einer Quelle erhöhter Schadstoffeinträge in den Wertstoffkreislauf wird. Von den bei primären Energieträgern anzutreffenden maximalen Schadstoffgehalten auszugehen, wäre mit dieser Zielsetzung nicht vereinbar. Zur Orientierung sollten eher Durchschnittswerte dienen.

884. Dem Umweltrat ist bewusst, dass dies Probleme für die Verwertbarkeit der Ersatzbrennstoffe aus heizwertreichen Siedlungsabfallfraktionen aus der mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlung (MBA) mit sich bringt. Diese weisen im Vergleich zu anderen Ersatzbrennstoffen höhere Schadstoffschwankungsbreiten auf. Wenn anspruchsvolle Schadstoffgrenzwerte für

Abbildung 4.2-2

Gehalt an ausgesuchten Schadstoffen in verschiedenen Steinkohlen



* für Zink sind keine LAGA- und RAL-Werte vorhanden

Quelle: NELLES et al., 2001; NOTTRODT et al., 2001; WIEBUSCH, 2001; BZL und DPU, 2000

Ersatzbrennstoffe die Absetzbarkeit der heizwertreichen MBA-Restabfallfraktion zur Verwertung in industriellen Feuerungsanlagen behindern, ist die – ohnehin allerdings nicht gesicherte – Wirtschaftlichkeit dieser Vorbehandlungsalternative infrage gestellt (Tz. 1043, Abschn. 4.4.2.5). Nach Auffassung des Umweltrates wäre es jedoch wenig einsichtig, aus diesem Grund Brennstoffe aus der MBA weniger strengen Anforderungen zu unterwerfen als homogene produktionsspezifische Abfälle aus dem gewerblichen Bereich. Ebenso wenig einleuchtend wäre es, die Anforderungen an Abfallstoffe, die zur Mitverbrennung in Industrieanlagen eingesetzt werden, generell am Ziel der wirtschaftlichen Absetzbarkeit von MBA-Restabfällen statt am Grundsatz der Vermeidung zusätzlicher Umweltbelastungen durch die Mitverbrennung auszurichten. Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung ist als zulässige Vorbehandlungsvariante unter der – nicht unangreifbaren – Prämisse anerkannt worden, dass es sich um ein Verfahren handelt, welches sich hinsichtlich der Umweltverträglichkeit mit der thermischen Vorbehandlung messen kann (Abschn. 4.4.2). Die Voraussetzung, dass es sich um ein der thermischen Vorbehandlung gleichwertiges Verfahren handelt, wäre diskreditiert, wenn nunmehr allein zu dem Zweck, die Wirtschaftlichkeit des Betriebs mechanisch-biologischer Vorbehandlungsanlagen zu sichern, die Standards für Ersatzbrennstoffe auf einem Niveau fixiert würden, bei dem die Abfallmitverbrennung zu Verschlechterungen der Umweltsituation führt.

Speziell im Hinblick auf die Abfallverbrennung in Zementwerken sollte zusätzlich erwogen werden, auch Anforderungen an den zulässigen Schadstoffgehalt im Klinker bzw. Zement zu stellen. Der Umweltrat verweist in diesem Zusammenhang erneut auf seine Feststellung, dass bislang zwar Vorgaben für die bauphysikalischen Eigenschaften von Zementprodukten existieren, nicht aber für die zulässigen Schadstoffgehalte (SRU, 2000, Tz. 940).

4.2.1.4.2 Anforderungen an die Emissionen bei der Mitverbrennung

885. Bei der Festlegung von Emissionsgrenzwerten differenziert das geltende Immissionsschutzrecht nach Anlagentypen. Für Abfallverbrennungsanlagen beispielsweise gelten die Grenzwerte der 17. BImSchV, für größere Kraftwerke die der 13. BImSchV und für Zementöfen ausschließlich die der TA Luft. Die Frage, welche Grenzwerte maßgebend sind, wenn neben Regelbrennstoffen Abfälle in Zement- oder Kraftwerken oder sonstigen Industrieanlagen mitverbrannt werden, beantwortet die so genannte Mischrechnungsregel der 17. BImSchV (§ 5 Abs. 3 17. BImSchV). Danach sind für die Abfallmitverbrennung Mischgrenzwerte zu bilden, in denen die Anforderungen für den Regelbrennstoffbetrieb in der betreffenden Industrieanlage und die für reine Abfallverbrennungsanlagen geltenden strengeren Anforderungen der 17. BImSchV im Verhältnis des jeweiligen Anteils der eingesetzten Regelbrennstoffe und Abfälle zur Geltung kommen. Damit besteht die Möglichkeit, dass im abfallbedingten Abgasteilstrom Emissionsspielräume genutzt werden, die der aus Regelbrennstoffen stammende Teilstrom nicht ausgeschöpft hat. Schon darin liegt eine gewisse Privilegierung der industriellen Abfallmitverbrennung gegenüber reinen Abfallverbrennungsanlagen, bei denen keine vergleichbare Möglichkeit besteht, von anderweitig nicht genutzten Spielräumen zu profitieren. Hinzu kommt, dass die Mischrechnungsregel in der Praxis aufgrund von Fehlinterpretationen nicht selten in einer Weise angewandt wird, die zu einer weiteren Anforderungsverschonung der industriellen Mitverbrennung gegenüber genuinen Abfallverbrennungsanlagen führt (näher LÜBBE-WOLFF, 1999).

Um Privilegierungen der industriellen Abfallmitverbrennung und die damit einhergehenden abfallwirtschaftlichen Fehlanreize zu vermeiden, soweit dazu im geltenden bundesrechtlichen Rahmen überhaupt Ansatzpunkte gegeben scheinen, wird in Nordrhein-Westfalen das Instrument der Stoffflussanalyse eingesetzt (s. auch Tz. 866). Die Behörden sind durch Erlass angewiesen, die abfallrechtliche Schadlosigkeit der Mitverbrennung (§ 5 Abs. 3 KrW-/AbfG) nur zu bejahen, wenn die Analyse des Schadstofftransfers aus dem verbrannten Abfall in den – hypothetisch isolierten – abfallbedingten Abgasteilstrom ergibt, dass *in diesem Teilstrom* die für reine Abfallverbrennungsanlagen geltenden Werte der 17. BImSchV eingehalten sind (MUNLV, 2000). Aus der Sicht des Umweltrates ist dies in der Sache ein begrüßenswerter Schritt zur Angleichung der Anforderungen für die Abfallverbrennung in unterschiedlichen Entsorgungswegen. Die nordrhein-westfälische Regelung läuft allerdings darauf hinaus, dass, gestützt auf das abfallrechtliche Erfordernis der Schadlosigkeit der Verwertung, im Ergebnis die Anforderungen verschärft werden, die sich aus der Mischrechnungsregel der 17. BImSchV ergeben. Über die Vereinbarkeit der nordrhein-westfälischen Regelung mit dem geltenden Immissionsschutzrecht lässt sich daher streiten (näher LÜBBE-WOLFF 2001, S. 208, Fn. 4).

886. Begrüßenswerte Fortschritte in Richtung auf die Angleichung der Standards für die Abfallverbrennung in unterschiedlichen Entsorgungswegen sind mit der europäischen Abfallverbrennungsrichtlinie (RL 2000/76/EG) erzielt worden (WITTHOHN, 2001). Auch mit dieser Richtlinie ist aber noch keine vollständige Angleichung erreicht; es verbleiben Anforderungsunterschiede, die weiterhin zu einer Verzerrung des abfallwirtschaftlichen Wettbewerbs zugunsten der thermischen Abfallverwertung in Industrieanlagen führen werden. Nach Auffassung des Umweltrates wird mit der EG-Verbrennungsrichtlinie auch nicht durchgehend ein Emissionsniveau erreicht, das nach dem Stand der Technik (beste verfügbare Techniken; BVT) erreichbar wäre. Dies betrifft insbesondere die Gesamtemissionsgrenzwerte für die Parameter Staub und NO_x (vgl. Tz. 785; ausführlich in KAMM und WIEST, 2000). Auf europäischer Ebene sollte daher, über das bereits Erreichte hinaus, eine weitere Angleichung der Standards für Abfallverbrennungsprozesse auf hohem Niveau angestrebt werden.

887. Sinnvoll wäre eine vollständige Angleichung der Anforderungen für Industrie- und Abfallverbrennungsanlagen. Der Umweltrat wiederholt seine zuletzt im Umweltgutachten 2000 geäußerte Forderung, das bestehende Ungleichgewicht im Hinblick auf die zulässigen luftseitigen Emissionsanforderungen aufzuheben, indem insbesondere auch Kraftwerke, Zementwerke und Anlagen der Stahlerzeugung gleichen Standards wie Abfallverbrennungsanlagen unterworfen werden (vgl. SRU, 2000, Tz. 940). Der Umweltrat begrüßt, dass die geplante Neufassung der TA Luft (Tz. 314) Fortschritte in diese Richtung vorsieht. Solange und soweit die Emissionsstandards der 17. BImSchV sich von den für Industrieanlagen geltenden Standards weiterhin unterscheiden, sollte jedenfalls im Rahmen der 17. BImSchV eine weitere Angleichung der Anforderungen für reine Abfallverbrennungsanlagen und Mitverbrennungsanlagen erfolgen, die eine emissionsseitige Privilegierung und damit auch eine wirtschaftliche Begünstigung der industriellen Abfallmitverbrennung ausschließt. Da die Vorgaben der Abfallverbrennungsrichtlinie hinter diesen Anforderungen bislang noch zurückbleiben, sollte die anstehende Änderung der 17. BImSchV sich nicht mit der gebotenen Umsetzung der Richtlinie begnügen, sondern darüber hinausgehen. Geprüft werden sollte im Rahmen der anstehenden Novellierung der 17. BImSchV auch, wie das Ziel, die industrielle Abfallverwertung im Verhältnis zur Abfallbeseitigung nicht durch geringere umweltbezogene Anforderungen zu privilegieren, auch für den Einsatz von Abfällen als Reduktionsmittel in der Eisen- und Stahlindustrie realisiert werden kann.

4.2.1.5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

888. Die energetisch zu verwertenden Abfallmengen werden in der Zukunft merklich steigen, die Anzahl der industriellen Anlagen, in denen Abfälle mitverbrannt werden – vornehmlich Zementöfen und Feuerungsanlagen in Kohlekraftwerken – wird zunehmen, und die eingesetzten Abfallarten werden eine größere Bandbreite aufweisen. Mit zunehmendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen und Sekundärrohstoffen werden die luft- und abwasserseitigen Emissionen der zur Mitverbrennung genutzten Anlagen und die Qualität der Produkte und Rückstände zunehmend durch die Schadstoffbelastung der eingesetzten Abfälle geprägt.

Die rechtlichen Rahmenbedingungen für den Umgang mit den Problemen, die sich daraus ergeben, sind noch unzureichend. Insbesondere fehlen verbindliche Standards für die zulässige Schadstoffbelastung im Abfallinput. Die Festlegung dieser Standards sollte, als eine Entscheidung von grundlegender Bedeutung für Abfallwirtschaft und Umweltschutz, nicht privaten Verbänden wie dem CEN oder dem RAL überlassen bleiben, sondern durch die demokratisch legitimierten Rechtsetzungsorgane getroffen werden.

Nach Auffassung des Umweltrates sollte die Mitverbrennung von Abfällen nicht zu einer Verschlechterung der Umweltsituation führen. Die Festlegung des zulässigen Schadstoffgehalts für Ersatzbrennstoffe sollte sich daher nicht an den Absatzinteressen der Anbieter von Ersatzbrennstoffen, sondern an der Schadstoffbelastung der substituierten primären Energieträger orientieren; innerhalb der hier anzutreffenden Schwankungsbreite sollten eher die durchschnittlichen Belastungen als Extremwerte zur Richtschnur genommen werden.

889. Hinsichtlich der emissionsseitigen Anforderungen bei der Mitverbrennung von Abfällen in Industrieanlagen wiederholt der Umweltrat seine Forderung nach einer Angleichung an die für reine Abfallverbrennungsanlagen geltenden Standards. Die in Nordrhein-Westfalen im Erlasswege eingeführte gesonderte Betrachtung des aus der Abfallverbrennung stammenden Abgasteilstroms auf der Grundlage einer Stoffflussanalyse wird inhaltlich als ein Schritt in die richtige Richtung angesehen; allerdings ist die Frage der Vereinbarkeit mit der geltenden Fassung der 17. BImSchV nicht abschließend geklärt.

Fortschritte in Richtung auf eine Harmonisierung der Standards zeichnen sich im Entwurf für die Novellierung der TA Luft ab, der die allgemein für Industrieanlagen geltenden Standards in Teilen an die Standards der 17. BImSchV angleicht. Wichtige Angleichungsfortschritte beinhaltet außerdem die neue Abfallverbrennungsrichtlinie der EU. Diese Fortschritte gehen allerdings noch nicht weit genug, sodass sowohl auf nationaler wie auch auf europäischer Ebene weiterhin Handlungsbedarf besteht. Auf nationaler Ebene sollte neben der geplanten Novellierung der TA Luft auch die anstehende Änderung der 17. BImSchV genutzt werden, um die Emissionsstandards für Abfallverbrennungs- und -mitverbrennungsprozesse über das europarechtlich Gebotene hinaus zu egalisieren. Unter der Zielsetzung der Angleichung der umweltbezogenen Standards für Verwertung und Beseitigung sollte auch geprüft werden, wie der Anwendungsbereich der 17. BImSchV in einer den Besonderheiten des Prozesses angepassten Weise auf den Einsatz von Abfällen als Reduktionsmittel in der Eisen- und Stahlindustrie ausgedehnt werden kann.

4.2.2 Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen

4.2.2.1 Sachlage und Problematik

890. Bei der Abwasserbehandlung in kommunalen Kläranlagen fielen im Jahr 2000 in Deutschland Klärschlämme mit 2,3 Mio. Mg Trockenmasse an (BMU, 2001; UBA, 2001b, S. 71; SRU, 2000, Tz. 491). Dies entspricht etwas mehr als 10 % der Siedlungsabfälle. Ein erheblicher Teil der Klärschlämme wird bisher als so genannter Sekundärrohstoffdünger in der Landwirtschaft verwertet. Im Jahr 2000 betrug der Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung ca. 37 % (BMU, 2001). Die Entsorgung der übrigen Anteile erfolgt durch Verwertung im Landschaftsbau, Kompostierung, Verbrennung oder Deponierung. Einen Überblick über die Anteile dieser Entsorgungswege im Jahr 1996 gibt Tabelle 4.2.-4.

Tabelle 4.2-4

Anteile der Klärschlammentsorgungswege in Deutschland im Jahr 1996 in Prozent

Landwirtschaftliche Verwertung nach AbfKlärV	44,1
Landschaftsbauliche Verwertung (Rekultivierung, Deponiebegrünung usw.)	11,8
Kompostierung	10,0
Verbrennung	19,5
Deponie	11,4
Sonstiges	3,2

Quelle: UBA, 2001b

Klärschlämme werden schon seit langem als Düngemittel verwendet. Erst im Laufe der Zeit ist dabei erkannt worden, dass sie nicht nur humusbildende Eigenschaften besitzen und Pflanzennährstoffe enthalten, sondern in ihrer Funktion als Schadstoffsenke der Abwasserreinigungsprozesse auch schädliche Inhaltsstoffe aufweisen. Neben Schwermetallen und einer Reihe erwiesenermaßen umweltschädlicher organischer Substanzen finden sich in den Klärschlämmen je nach Herkunft zahlreiche weitere Stoffe aus kommunalen Abwässern, bei denen nach gegenwärtigem Erkenntnisstand nicht auszuschließen ist, dass sie die Umwelt oder – über die Ernteprodukte – auch die menschliche Gesundheit schädigen können. Aktueller Beispielsfall für solche Inhaltsstoffe sind möglicherweise BSE-Erreger, die mit entsprechend belasteten tierischen Rückständen über das Abwasser schließlich in den Klärschlamm geraten. Wenngleich das Risiko einer Verbreitung dieser Erreger über den Klärschlamm weithin als sehr gering eingestuft wird, so ist doch nicht auszuschließen, dass die Verteilung der Klärschlämme auf Böden auch zu einer Verbreitung der Erreger beitragen kann. Ähnliche Ungewissheiten über die Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit bestehen hinsichtlich einer Vielzahl weiterer Abwasserinhaltsstoffe, die aufkonzentriert in Klärschlämmen zu finden sind, wie z. B. Arzneimittelrückstände, endokrin wirksame Stoffe, Weichmacher in Waschmitteln oder Farbstoffe.

Trotz der mit diesen Stoffen verbundenen Unwägbarkeiten hat sich in Deutschland die landwirtschaftliche Düngung mit Klärschlämmen als Verwertungsweg etabliert. Der Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung ist sogar seit Ende der Achtzigerjahre kontinuierlich gestiegen; während er 1991 noch bei etwa 20 % lag, betrug er zwischenzeitlich sogar etwa 44 %. Zur Akzeptanz dieser Verwertungsform hat sicherlich maßgeblich die – unten noch näher zu betrachtende – Novelle der Klärschlammverordnung von 1992 beigetragen.

Wenn auch die Düngung mit Klärschlämmen bisher nicht zu erkennbaren gravierenden Umwelt- oder Gesundheitsschädigungen geführt hat, so wurde doch immer wieder auf die möglichen noch unerkannten Risiken hingewiesen und eine stärkere Beschränkung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung gefordert. Nachdem mit der BSE-Krise die verborgenen Risiken einer ubiquitären Abfallverteilung gerade auch in der Landwirtschaft augenfällig geworden sind, ist die Düngung mit Klärschlämmen verstärkt infrage gestellt und eine weiter gehende rechtliche Beschränkung gefordert worden. So hat die Agrar- und Umweltministerkonferenz am 13. Juni 2001 in ihren „Eckpunkten für eine zukunftsfähige deutsche Agrar- und Verbraucherpolitik“ ausgeführt, es müsse wegen der besonderen Bedeutung der landwirtschaftlichen Böden für die Produktion gesunder Nahrungsmittel aus Vorsorgegründen sichergestellt werden, dass es durch Bewirtschaftungsmaßnahmen wie die Aufbringung von Klärschlamm nicht mehr zu einer Anreicherung von Schadstoffen im Boden kommt. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft haben im Anschluss an diese Forderung angekündigt, entsprechend strengere Anforderungen nicht nur für Klärschlämme, sondern für die landwirtschaftliche Düngung insgesamt einzuführen. Darüber hinausgehend haben sich die Länder Baden-Württemberg, Bayern und Thüringen dafür ausgesprochen, die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen vollständig zu untersagen und stattdessen die Schlämme möglichst zu verbrennen (Agrarministerkonferenz, 2001).

891. Auch auf Ebene der EU wird über neue Regelungen zur landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen nachgedacht. Die Europäischen Kommission hat in einer Arbeitsunterlage „Schlämme“, die im dritten Entwurf vorliegt (Europäische Kommission, 2000), bereits Vorschläge zur Weiterentwicklung der bisher maßgeblichen EG-Klärschlammrichtlinie von 1986 (86/278/EWG) unterbreitet. Diese Vorschläge sehen zwar unter anderem auch strengere ökologische und hygienische Anforderungen vor, sie zielen jedoch im Übrigen nicht auf eine Einschränkung der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen. Die angestrebte Weiterentwicklung der Klärschlammrichtlinie soll vielmehr die Voraussetzungen für eine deutliche Ausweitung dieses

Verwertungsweges auch über die Landwirtschaft hinaus in die Forstwirtschaft und auf Grünflächen schaffen.

Die divergierenden Überlegungen zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung geben Anlass, die Vor- und Nachteile dieser Verwertungsform genauer zu betrachten. Dabei werden neben dem wirtschaftlichen Nutzen und den ökologischen Risiken der Klärschlammdüngung vor allem auch die begrenzten Möglichkeiten und Risiken einer anderweitigen Klärschlammentsorgung sowie die mit alternativen Düngemitteln ihrerseits verbundenen Umweltrisiken zu berücksichtigen sein. Denn nur in dem Maße, wie sich umweltverträgliche Alternativen mit vertretbarem Aufwand finden und realisieren lassen, kann ein Rückzug aus der landwirtschaftlichen Verwertung wirklich sinnvoll sein.

4.2.2.2 Die rechtlichen Anforderungen an die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Klärschlammverordnung

892. Die aufgrund des § 15 Abs. 2 des Abfallgesetzes von 1986 ergangene Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992, mit der auch die EG-Klärschlammrichtlinie aus dem Jahr 1986 (86/278/EWG) umgesetzt wird, ist das zentrale Regelwerk für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Diese Verordnung sieht für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen Einschränkungen vor, die die Umweltverträglichkeit und hygienische Unbedenklichkeit sichern sollen.

Eine Reihe genereller Aufbringungsbeschränkungen knüpft an die Herkunft der Schlämme und die Art der Flächen bzw. deren Nutzung an. Nach § 4 Abs. 1 AbfKlärV darf auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden kein Rohschlamm oder Schlamm aus anderen Abwasserbehandlungsanlagen als zur Behandlung von Haushaltsabwässern, kommunalen Abwässern oder Abwässern mit ähnlich geringer Schadstoffbelastung aufgebracht werden. Flächenbezogene Aufbringungsverbote bestehen außerdem, teilweise mit Ausnahmemöglichkeiten versehen, für Gemüse- und Obstanbauflächen, Dauergrünland, forstwirtschaftlich genutzte Böden, landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden, in verschiedenen naturschutzrechtlich geschützten Gebieten, in den Zonen I und II von Wasserschutzgebieten sowie auf Böden im Bereich von Uferrandstreifen (§ 4 Abs. 2 und 4 bis 7, § 5 AbfKlärV). Beschränkungen gelten auch für Ackerflächen zum Anbau von Feldfutter und Zuckerrüben (§ 4 Abs. 3 AbfKlärV). Für den ökologischen Landbau, d. h. für die Erzeugung von Agrarprodukten, die mit entsprechenden Kennzeichnungen vermarktet werden sollen, ergibt sich die Unzulässigkeit einer Klärschlammaufbringung aus der EG-Verordnung über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel (2092/91/EWG).

Die Klärschlammverordnung begrenzt die Zulässigkeit der landwirtschaftlichen oder gärtnerischen Klärschlammverwertung außerdem durch Grenzwerte sowohl für den Klärschlamm selbst als auch für die Böden, auf die er aufgebracht werden soll (§ 4 Abs. 8 ff. AbfKlärV). Diese Beschränkungen werden ergänzt durch korrespondierende Untersuchungspflichten (§ 3 Abs. 3 ff. AbfKlärV). Des Weiteren ist die innerhalb von drei Jahren aufbringbare Gesamtmenge an Klärschlamm begrenzt (§ 6 AbfKlärV).

Bemerkenswert ist, dass für die so genannten Wirtschaftsdünger (tierische Ausscheidungen, Jauche, Gülle, Stallmist und ähnliche Stoffe aus der Tierhaltung, vgl. § 1 Nr. 2 des Düngemittelgesetzes) keine vergleichbaren Beschränkungen in Bezug auf Inhaltsstoffe und Aufbringung existieren, obwohl diese Düngemittel ihrerseits erhebliche Schadstoffbelastungen aufweisen können.

Düngemittelrecht

893. Nach dem Düngemittelgesetz gilt allgemein für alle Düngemittel, dass sie nur nach „guter fachlicher Praxis“ angewandt werden dürfen (§ 1a Abs. 1). Dazu gehört insbesondere, dass die Düngung nach Art, Menge und Zeit auf den Bedarf der Pflanzen und des Bodens unter Berücksichtigung der im Boden verfügbaren Nährstoffe und organischen Substanzen ausgerichtet wird (§ 1a Abs. 2). Diese allgemeinen Grundsätze werden durch die Düngeverordnung unter anderem im Hinblick auf die Bedarfsermittlung spezifiziert. Indessen enthält die Düngeverordnung wie auch das sonstige allgemeine Düngemittelrecht keine Begrenzungen für Schadstoffgehalte der Düngemittel und keine Belastungsgrenzwerte für die gedüngten Böden.

Allgemeines Wasser- und Bodenschutzrecht

894. Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung unterliegt auch den Vorschriften des Wasserrechts. So können sich z. B. aus Wasserschutzgebietsverordnungen Aufbringungsbeschränkungen ergeben, die über die der Klärschlammverordnung hinausgehen. Was die Einstufung einer Klärschlammaufbringung als Gewässerbenutzung angeht, wird in der Praxis bisher in aller Regel davon ausgegangen, dass das Aufbringen von Klärschlamm bei Beachtung der Klärschlammverordnung nicht zu Grundwasserverunreinigungen führt, sodass eine Gewässerbenutzung nicht vorliegt und ein wasserrechtliches Erlaubnisverfahren nicht erforderlich ist.

Von den allgemeinen Regelungen des Bundesbodenschutzgesetzes ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ausdrücklich ausgenommen (s. § 3 Abs. 1 Nr. 1 BBodSchG).

Überlegungen zur Novellierung der Klärschlammverordnung

895. Die derzeitigen Überlegungen zur Novellierung der Klärschlammverordnung zielen im Wesentlichen auf eine Absenkung der Grenzwerte für die maximal zulässigen Schlamm- und Bodenbelastungen. Das gleiche gilt für die europäische Ebene: Die Arbeitsunterlage „Schlämme“ der Europäischen Kommission vom 27. April 2000 (Europäische Kommission, 2000) sieht gegenüber der bisherigen Klärschlammrichtlinie der EG deutlich strengere Grenzwerte sowohl für die als Düngemittel zu ver-

wertenden Schlämme als auch für die Böden vor, auf die die Schlämme aufgebracht werden sollen. Allerdings liegen die aktuellen Grenzwertvorschläge der Kommission bis auf den für Blei vorgeschlagenen Wert immer noch über oder jedenfalls nicht unter denen der deutschen Klärschlammverordnung. Über die Klärschlammverordnung hinaus geht der Entwurf insoweit, als er Grenzwerte für vier weitere, von der Klärschlammverordnung nicht erfasste, Schadstoffe festsetzt (s. Tabelle 4.2-6). Außerdem werden in der Arbeitsunterlage Vorschläge für mittel- bis langfristige Grenzwertabsenkungen unterbreitet. Diese für die Zeiträume ab 2015 und 2025 vorgeschlagenen Grenzwerte (vgl. Tabelle 4.2-5) sind anspruchsvoller als die der Klärschlammverordnung.

Darüber hinaus sollen nach der Arbeitsunterlage „Schlämme“ auch verschärfte Anforderungen hinsichtlich der hygienischen Unbedenklichkeit der Klärschlammverwertung gestellt werden. Auch insoweit wäre gegebenenfalls das nationale Recht zu ergänzen.

National ist neben niedrigeren Grenzwerten vor allem auch eine Vereinheitlichung der ökologischen und hygienischen Anforderungen an Düngemittel gefordert worden. Eine partielle Vereinheitlichung hat der Bundesrat bereits in einer Entschließung aus dem Jahr 1998 angeregt. Danach sollte bis zum 31. Dezember 2002 der Entwurf einer so genannten Siedlungsabfallverordnung vorgelegt werden (Bundesrat, 1998), die die Klärschlammverordnung und die Bioabfallverordnung zusammenführt. Tiefergreifende konzeptionelle Rechtsänderungen erscheinen allerdings wenig sinnvoll, solange die avisierten Änderungen der einschlägigen europäischen Regelwerke (der Klärschlammrichtlinie und der EG-Bioabfallrichtlinie) noch nicht erfolgt sind und die zukünftigen europarechtlichen Vorgaben damit noch nicht annähernd feststehen. Letzteres wird aber vermutlich noch eine ganze Weile dauern, da die Europäische Kommission die Klärschlamm- und die Bioabfallrichtlinie aus guten Gründen erst dann neu auflegen will, wenn die zurzeit in Arbeit befindliche europäische Bodenschutzstrategie beschlossen worden ist. Deshalb sollte in Deutschland durchaus auch eine zwischenzeitliche Novelle der Klärschlammverordnung in Betracht gezogen werden. Schärferen hygienischen und ökonomischen Anforderungen an die Klärschlammverwertung wird sich ohnehin auch das zukünftige Gemeinschaftsrecht nicht entgegenstellen.

4.2.2.3 Bewertung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung

896. Die Sinnhaftigkeit der bisherigen landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung stand noch nie so infrage wie zurzeit. Dies ist vor allem auf die erweiterten Kenntnisse über den jeweiligen regionalen Düngerbe-darf, die eingeschränkte Pflanzenverfügbarkeit der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe sowie über die Schadstoffpotenziale der Schlämme zurückzuführen. Nach neueren Erkenntnissen ist der Nutzen der Klärschlämme für die Landwirtschaft wohl geringer und sind die mit den Schadstofffrachten einhergehenden ökologischen Risiken größer einzuschätzen, als bisher überwiegend angenommen wurde. Wie schon eingangs angedeutet, darf allerdings in der Risiko-Nutzen-Abwägung nicht unberücksichtigt bleiben, dass auch die alternativen Düngemittel einerseits und die alternativen Verfahren der Klärschlammentsorgung andererseits mit Risiken oder erheblichen Kosten verbunden sind.

4.2.2.3.1 Nutzen der Klärschlämme in der landwirtschaftlichen Düngung

897. Der Nutzen, den Klärschlämme als Düngemittel in der Landwirtschaft erbringen, hängt zum einen vom jeweils aktuellen Düngebedarf und damit auch von den alternativ vorhandenen Düngemitteln, insbesondere den in der Tierhaltung anfallenden Wirtschaftsdüngern ab, und zum anderen von der Düngemittelqualität des Klärschlamms.

Spezifischer Düngemittelbedarf für Klärschlamm

898. Nach der „guten fachlichen Praxis“ (s. § 1a Düngemittelgesetz, Tz. 893) dürfen Nährstoffe nur dann auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden, wenn ein entsprechender Bedarf der Pflanzen vorhanden ist. Dieser Bedarf muss auch unter Einbeziehung der bestehenden Nährstoffversorgung der jeweiligen Böden gesehen werden. Unter dieser Prämisse wurde in einem vom Umweltbundesamt vergebenen Forschungsvorhaben in den Jahren 1998 und 1999 untersucht, ob das gesamte Aufkommen an Sekundärrohstoffdüngern unter Einhaltung der gesetzlichen Rahmenbedingungen auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands unterzubringen ist. Für jeden Regierungsbezirk wurde nach den Regeln der guten fachlichen Praxis der Bedarf oder Überschuss an Sekundärrohstoffdünger ermittelt, wobei die globale Mangelressource Phosphat als limitierender Faktor für die Nährstoffversorgung angesetzt wurde. In Abbildung 4.2-3 sind die Ergebnisse für das Szenario einer maximalen Klärschlamm- und Kompostausbringung dargestellt. Es zeigen sich dabei ungleichmäßige Verhältnisse mit deutlichen Düngerüberschüssen in einigen Regierungsbezirken. Das betrifft vor allem auch den Klärschlamm. Eine entsprechende Gesamtbilanz ergab zwar, dass die landwirtschaftlich genutzte Fläche Deutschlands theoretisch in der Lage wäre, alle Sekundärrohstoffdünger aufzunehmen. Dies würde allerdings völlig unakzeptable weiträumige Transporte erfordern (GIEGRICH und MOEHLER, 2000). Von daher muss der Bedarfsermittlung von vornherein eine regionale Bilanzierung zugrunde gelegt werden.

Regionale Erhebungen über den Düngerbedarf haben ergeben, dass in zahlreichen deutschen Regionen mit dem von der Landwirtschaft bevorzugten Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche, Festmist etc.) bereits eine weitgehende oder sogar vollständige Nährstoffdeckung zu erreichen ist (vgl. Abb. 4.2-3). Die noch vor Jahren maßgebende Begrenzung der Klärschlammausbringung aufgrund ihres Schadstoffpotenzials wandelte sich für diese Regionen in eine nährstoffseitige Limitierung oder Überflüssigkeit für den Klärschlamm. Jedenfalls in solchen Regionen liegt ein Verzicht auf die landwirtschaftliche Verwertung nahe.

Abbildung 4.2-3

Düngeüberschüsse je Regierungsbezirk bei maximalem Sekundärrohstoffdüngereinsatz



Quelle: GIEGRICH und MOEHLER, 2000

Düngemittelqualität der Klärschlämme – Nährstoffverfügbarkeit

899. Von den in Klärschlämmen enthaltenen Pflanzennährstoffen sind bei einer landwirtschaftlichen Verwertung vor allem Stickstoff- und Phosphorverbindungen relevant. Ein erheblicher Anteil des Stickstoffs im Klärschlamm ist organisch gebunden und damit erst nach seiner Mineralisierung im Boden pflanzenverfügbar. Dies schafft Unsicherheiten bei der seitens der Landwirte zu planenden Stickstoffausnutzung. Phosphor gilt als wichtigste Nährstoff- und Wertstoffkomponente im Klärschlamm. Davon ist aber offenbar nur ein Bruchteil kurzfristig pflanzenverfügbar. Vom Umweltbundesamt veranlasste Untersuchungen haben bestätigt, dass die Klärschlammverordnung durch eine unzweckmäßige Phosphor-Analysemethode einen fünfmal höheren Wert für pflanzenverfügbaren Phosphor annimmt (UBA, 2001c, S. 167). Ein weiteres Problem entsteht bei übermäßiger Zugabe von Fällungs- und Flockungschemikalien im Rahmen der Abwasser- und Schlammbehandlungsprozesse, weil nach Ausbringung des damit angereicherten Klärschlamms in der Landwirtschaft auch im Boden befindlicher Phosphor in eine schwer pflanzenverfügbare Form umgewandelt werden kann. Als weiterer Qualitätsnachteil kommt hinzu, dass Klärschlamm bezüglich Stickstoff und Phosphor stark schwankende Gehalte aufweist. Auch deshalb muss Klärschlamm insgesamt als ein vergleichsweise minderwertiges Düngemittel gelten.

4.2.2.3.2 Risiken der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung

900. Die bisherigen Erkenntnisse über Schadstoffbelastungen der Klärschlämme stammen praktisch nur aus Untersuchungen der landwirtschaftlich verwerteten Schlämme, weil nur dafür entsprechende Berichtspflichten existieren. Bei den Belastungen werden grundsätzlich Schwermetalle und organische Schadstoffe unterschieden.

Schwermetalle

901. In Tabelle 4.2-5 sind die mittleren Schwermetallkonzentrationen deutscher Klärschlämme den Werten der deutschen Klärschlammverordnung und der EG-Klärschlammrichtlinie sowie den Grenzwertvorschlägen der Europäischen Kommission (Europäische Kommission, 2000) gegenübergestellt.

Tabelle 4.2-5

Mittlere vorhandene Schwermetallgehalte in Klärschlämmen sowie geltende und vorgeschlagene Grenzwerte bzw. Zielwerte in mg pro kg Trockensubstanz (TS)

	gemessene Werte[1]	AbfKlärV	EG-Klärschlamm-richtlinie 86/278/EWG[2]	Grenzwertvorschläge der EU-Kommission, Arbeitsunterlage „Schlämme“		
				Vorschlag aktuell	mittlere Zielwerte ab 2015	mittlere Zielwerte ab 2025
Blei	63	900	750–1 200	750	500	200
Cadium	1,4	10[3]/5[4]	20–40	10	5	2
Chrom	46	900	–	1 000	800	600
Kupfer	274	800	1 000–1 750	1 000	800	600
Nickel	23	200	300–400	300	200	100
Quecksilber	1	8	16–25	10	5	2
Zink	809	2 500[3]/ 2 000[4]	2 500–4 000	2 500	2 000	1 500

SRU/UG2002/Tab. 4.2-5

1 an die EU berichtete mittlere Werte aus dem Jahre 1997
2 Anhang I B der Klärschlammrichtlinie RL 86/278/EWG: Konzentrationsgrenzwerte für Schwermetalle in den für die Verwendung in der Landwirtschaft bestimmten Schlämmen.
3 § 4 Abs. 12 Satz 1 AbfKlärV: Das Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden ist verboten, wenn sich aus Klärschlammuntersuchungen nach § 3 Abs. 5 ergibt, dass die Gehalte nachstehender Schwermetalle mindestens einen der folgenden Werte übersteigen (Milligramm je Kilogramm Schlamm-Trockenmasse).
4 § 4 Abs. 12 Satz 2 AbfKlärV: Bei Böden, die im Rahmen der Bodenschätzung als leichte Böden eingestuft sind und deren Tongehalt unter 5 vom Hundert liegt oder deren Untersuchung gemäß § 3 Abs. 4 einen pH-Wert von mehr als 5 und weniger als 6 ergeben hat, sind in Satz 1 folgende Werte für Cadmium und Zink einzusetzen.

Es ist erkennbar, dass die Schwermetallgehalte der verwerteten Klärschlämme nur Bruchteile der zulässigen Werte der Klärschlammverordnung ausmachen. Selbst die bisher langfristig, d. h. etwa vom Jahr 2025 an im EU-Arbeitsentwurf vorgesehenen Zielwerte liegen noch deutlich über den gemessenen mittleren Werten.

Zur Abschätzung, welcher Anteil der bisher in der Landwirtschaft eingesetzten Klärschlämme bei Wirksamwerden der vorgeschlagenen EU-Zielwerte künftig nicht mehr zu verwerten wäre, können die Daten der Abbildung 4.2-4 (nach MUNLV NRW, 2001) herangezogen werden. In dieser Abbildung ist dargestellt, in welchem Grade (angegeben in Prozent des jeweiligen Grenzwerts) welche Anteile des nordrhein-westfälischen Klärschlammaufkommens die Grenzwerte der Klärschlammverordnung ausschöpfen. Unterstellt man, dass für den Parameter Cadmium von den beiden in der Klärschlammverordnung vorgesehenen Grenzwerten der niedrigere, für leichte Böden vorgesehene Grenzwert von 5 mg pro kg TS (s. Tab. 4.2-5) zugrunde gelegt wurde, dann beträgt der langfristige Zielwert gemäß EU-Arbeitsentwurf von 2 mg pro kg Trockensubstanz 40 % des Grenzwertes der Klärschlammverordnung. Aus Abbildung 4.2-4 ist dafür ein Wert etwas oberhalb des 60. Perzentil ablesbar. Dies würde bedeuten, dass für den Parameter Cadmium knapp 40 % der gemessenen Werte oberhalb dieser Grenze gelegen haben, sodass ein Anteil des bisher verwerteten Schlammes von mehr als einem Drittel ab 2025 nicht mehr für eine solche Verwertung infrage käme, wenn der langfristige Zielwert von diesem Zeitpunkt an als Grenzwert verbindlich würde.

Organische Schadstoffe

902. Aus der Fülle der organischen Schadstoffe, die in Klärschlämmen vorkommen, sind in der Klärschlammverordnung drei Gruppen berücksichtigt. Wie aus Tab. 4.2-6 hervorgeht, lagen die mittleren gemessenen Konzentrationen der deutschen Klärschlämme nach den letztverfügbaren Daten aus dem Jahr 1996 deutlich unter den zulässigen Werten.

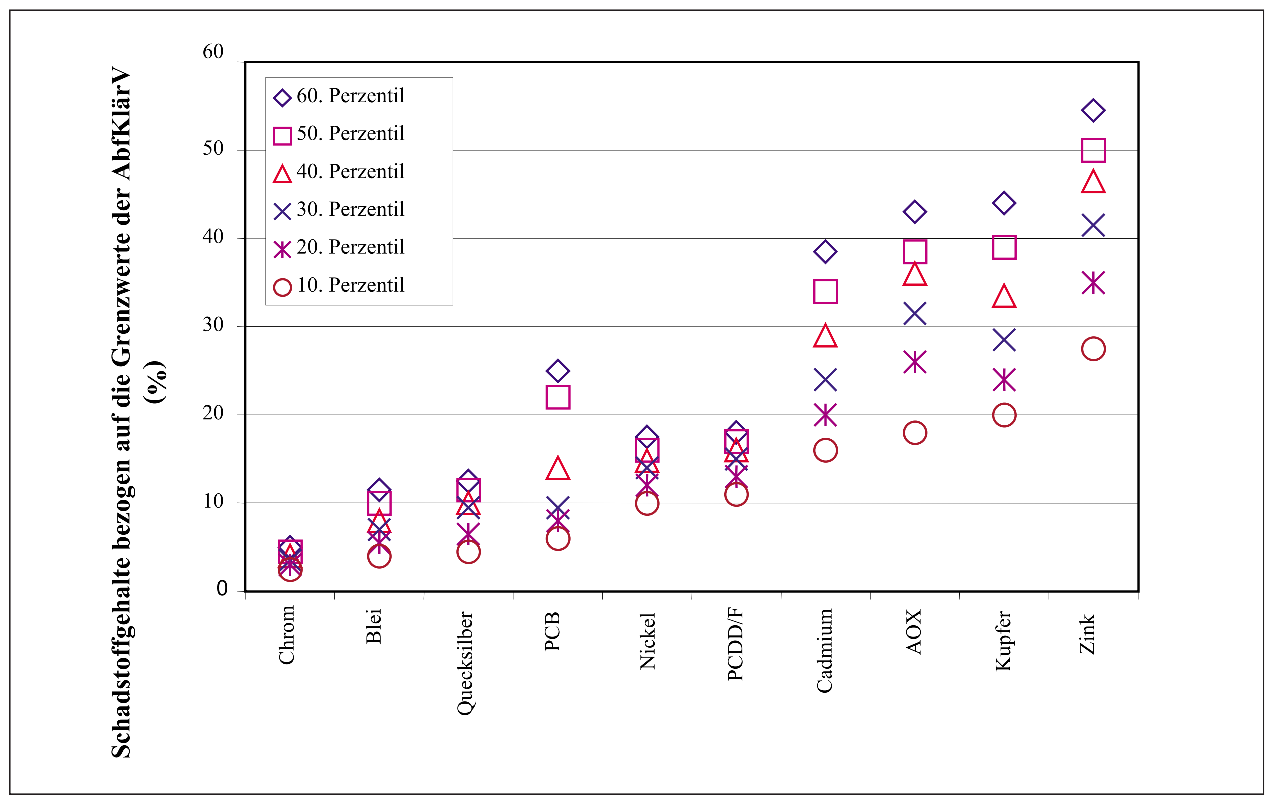
903. Eine Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz hat in den Neunzigerjahren zu den Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen einen Bericht mit Maßnahmenplan erarbeitet, der am 25. August 2000 vorgelegt wurde (UMK-AG, 2000). Darin sind Bewertungen organischer Schadstoffe vorgenommen, und es ist der Forschungsbedarf für Stoffe mit ungenügender Datenlage aufgezeigt worden. Unstrittig ist, dass sich über die bisher in der Klärschlammverordnung genannten Schadstoffe hinaus weitere organische Stoffe in Klärschlämmen als kritisch erweisen und daher zu begrenzen sind.

Hygiene

904. Das EU-Arbeitspapier zur Klärschlammrichtlinie (Europäische Kommission, 2000) schlägt zur Gewährleistung eines akzeptablen Hygieneniveaus entsprechende Behandlungsverfahren für die Schlämme vor. Über die

Abbildung 4.2-4

Schadstoffgehalte der in Nordrhein-Westfalen verwerteten Klärschlämme in Relation zu den Grenzwerten der Klärschlammverordnung



Quelle: MUNLV NRW, 2001

Tabelle 4.2-6

Mittlere vorhandene und maximal zulässige Gehalte organischer Schadstoffe in Klärschlämmen in mg pro kg Trockensubstanz

	gemessene Werte[8]	AbfKlärV	Arbeitsunterlage „Schlämme“ zur EG-RL
PCB[1]	0,15	0,2[10]	0,8[9]
PCDD/PCDF[2]	17	100	100
AOX[3]	196	500	500
LAS[4]	–	–	2 600
DEHP[5]	–	–	100
NPE[6]	–	–	50
PAK[7]	–	–	6
			SRU/UG2002/Tab. 4.2-6

[1] polychlorierte Biphenyle
[2] polychlorierte Dibenzodioxine/Dibenzofurane in ng/kg
[3] adsorbierbare organischgebundene Halogene
[4] lineare Alkylbenzolsulfonate
[5] Di(2-ethylhexyl)phthalat
[6] Nonylphenol und Nonylphenolethoxylate
[7] polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
[8] für 1996 nach Angaben der Bundesländer
[9] zusätzlich Kongener 118
[10] je Kongener, nur 6 Kongenere

bisher in Deutschland üblichen Behandlungsmethoden hinaus werden dabei solche mit höherem technischem Standard verbindlich vorgegeben, wenn eine Klärschlammnutzung in bestimmten Bereichen wie im Obst- und Gemüseanbau oder in Parks und auf Grünflächen erfolgen soll. Der angestrebte höhere Hygienisierungsgrad steht damit im Zusammenhang mit der gegenüber der bestehenden Richtlinie vorgegebenen Ausweitung der Nutzung. Ansonsten sind gemäß EU-Arbeitsentwurf die in Deutschland seit langem praktizierten Konditionsverfahren wie z. B. eine mesophile Schlammfaulung auch weiterhin zum Teil mit besonderen Auflagen zulässig, sodass sich derzeit kein entsprechender Handlungsbedarf für eine Novelle der Klärschlammverordnung abzeichnet.

4.2.2.3.3 Alternativen zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung

Alternative Verwertungswege

905. Im Hinblick auf die schadstoffbedingten Risiken der Klärschlämme hat das Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen mithilfe ökobilanzieller Betrachtungen Entscheidungsgrundlagen für die Ermittlung des umweltverträglichsten Entsorgungsweges für Klärschlämme erarbeiten lassen (MUNLV NRW, 2001). Die Studie gelangt zu folgender Rangfolge:

1. Monoverbrennung in Wirbelschichtöfen und Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen
2. Mitverbrennung in Kohlekraftwerken
3. Verwertung in der Landwirtschaft
4. Einsatz im Landschaftsbau.

Während der Vorteil der landwirtschaftlichen Verwertung gegenüber dem Einsatz im Landschaftsbau in der Schonung von Phosphaterzressourcen gesehen wurde, stellten die Schadstoffeinträge in den Boden den für die Rangfolge maßgeblichen Nachteil gegenüber der thermischen Behandlung dar, die ökologisch betrachtet am besten abschneidet.

Die Verbrennung oder Mitverbrennung von Klärschlämmen wird jedoch allenfalls auf längere Sicht eine relevante Alternative zur landwirtschaftlichen Verwertung bieten können, da in vielen Regionen bisher keine entsprechenden Verbrennungskapazitäten zur Verfügung stehen. Wenn aufgrund der Abfallablagerungsverordnung ab dem 1. Juni 2005 keine unvorbehandelten Abfälle mehr deponiert werden dürfen, werden ohnehin noch zusätzliche Verbrennungskapazitäten zur Vorbehandlung bis dahin abgelagerter oder im Landschaftsbau eingesetzter Klärschlämme benötigt. Die Siedlungsabfallwirtschaft wird daher aller Voraussicht nach noch für längere Zeit auf die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen angewiesen sein.

Alternative Düngemittel, insbesondere Wirtschaftsdünger

906. Inwieweit es ökologisch sinnvoll ist, Klärschlämme in der landwirtschaftlichen Düngung durch andere Düngemittel, insbesondere durch die so genannten Wirtschaftsdünger, zu ersetzen, hängt maßgeblich von der Umweltverträglichkeit dieser alternativen Düngemittel ab. Tabelle 4.2-7 enthält eine Zusammenstellung der mittleren Schwermetallgehalte in Böden und Düngemitteln. Daraus ist trotz der in der Praxis vorkommenden Konzentrationsschwankungen der Schadstoffe doch zumindest die Größenordnung der Schwermetallbelastungen der Materialien ablesbar und ohne weiteres zu ersehen, dass auch die Wirtschaftsdünger beträchtliche Schwermetallbelastungen aufweisen, die zum Teil über denen des Klärschlamms liegen.

Tabelle 4.2-7

Mittlere Schwermetallgehalte in Böden und Düngemitteln in mg pro kg Trockensubstanz

Böden und Düngemittel	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Bodenart Ton	1,5	100	60	1	70	100	200
Bodenart Lehm/Schluff	1	60	40	0,5	50	70	150
Bodenart Sand	0,4	30	20	0,1	15	40	60
Klärschlamm	1,4	46	274	1	23	63	809
Rindergülle	0,28	7,3	44,5	0,06	5,9	7,7	270
Schweinegülle	0,40	9,4	309	0,02	10,3	6,2	858
Geflügelkot	0,25	4,4	52,6	0,02	8,1	7,2	336
Festmist, Rind	0,29	12,9	39	0,03	5,2	5,8	190
Festmist, Schwein	0,33	10,3	450	0,04	9,5	5,1	1 068
Superphosphat	10,8	114	17,2	–	28,8	18,5	236
Triplesuperphosphat	26,8	288	27,3	0,04	36,3	12,0	489
Rohphosphat	7,8	168	15,6	–	15,6	1,3	199
min. NPK-Dünger	3,78	45,8	11,3	0,06	10,9	14,8	116
min. NP-Dünger	9,15	91,4	21,5	0,02	18,0	5,5	151
min. PK-Dünger	7,98	191	19,3	0,08	19,9	14,4	152

Quelle: UBA, 2001a

Tabelle 4.2-8

Mittlere Schwermetalleinträge durch Phosphat-Düngemittel in g pro Hektar und Jahr[1]

Düngemittel	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Klärschlamm	1,51	47,23	281,31	1,03	23,61	64,68	830,60
Rindergülle	0,61	15,87	96,74	0,13	12,83	16,74	586,96
Schweinegülle	0,35	8,15	267,76	0,02	8,93	5,37	743,50
Geflügelkot	0,35	6,11	73,06	0,03	11,25	10,00	466,67
Festmist, Rind	0,76	33,77	102,09	0,08	13,61	15,18	497,38
Festmist, Schwein	0,33	10,38	453,63	0,04	9,58	5,14	1 076,61
Triplesuperphosphat	2,98	32,00	3,03	0,00	4,03	1,33	54,33
Rohphosphate, diverse	1,44	31,11	2,89	0,00	2,89	0,24	36,85
miner. NPK-Dünger, 15/15/15	1,26	15,27	3,77	0,02	3,63	4,93	38,67
Miner. NP-Dünger, 20/20/0	2,29	22,85	5,38	0,01	4,50	1,38	37,75
Miner. PK-Dünger, 0/15/20	2,66	63,67	6,43	0,03	6,63	4,80	50,67
Thomaskali, 10+20+3	0,15	464,00	9,50	–	1,50	2,00	4,50
Kompost	3,11	156,10	302,44	0,98	96,95	321,34	1 189,02

[1] bei durchschnittlichem Pflanzenentzug, durchschnittlichem P_2O_5-Bedarf von 50 kg/(ha x a) und mittleren Düngerqualitäten

Quelle: UBA, 2001b

Geht man von einer Phosphatdüngung mit 50 kg P_2O_5 je ha und Jahr aufgrund des Phosphatentzuges bei durchschnittlichen Erträgen der Hauptfruchtarten aus, dann ergeben sich bei einer Alleinanwendung der jeweiligen Düngemitteltypen die in Tabelle 4.2-8 aufgeführten mittleren Schwermetalleinträge.

Zur Bewertung der Eintragsfrachten aus Tabelle 4.2-8 können die zulässigen Zusatzbelastungen nach BBodSchV herangezogen werden (s. Tabelle 4.2-9). Diese Belastungen resultieren bei landwirtschaftlichen Böden vor allem aus der Düngung und der atmosphärischen Deposition.

Der Vergleich der Frachten in den Tabellen 4.2-8 und 4.2-9 verdeutlicht die kritischen Schwermetalleinträge. Beim Klärschlamm sind dies die Parameter Kupfer, Quecksilber und Zink. Besonders hohe Überschreitungen der „Vorsorgefrachten“ der Tabelle 4.2.-9 ergeben sich für die Wirtschaftsdünger Schweinegülle und Schweinefestmist bei den Kupfer- und Zinkwerten, während beim Mineraldünger Thomaskali die Chrombelastungen auffällig hoch sind. Die weiteren Mineraldünger halten zwar die genannten Frachten ein, doch können sich bei wesentlich höheren Schwermetallgehalten als den mittleren Werten vor allem beim Cadmium entsprechende Überschreitungen der vorgeschlagenen Grenzbelastungen ergeben.

Tabelle 4.2-9

Zulässige Schwermetallzusatzbelastungen nach BBodSchV in g pro Hektar und Jahr

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Zulässige Zusatzbelastung	6	300	360	1,5	100	400	1 200

SRU/UG2002/Tab. 4.2-9

Bei den Wirtschaftsdüngern ist ein zusätzlicher Risikofaktor in der Belastung mit Arzneimittelrückständen und Mikroorganismen zu sehen. Die Erforschung dieser Risiken ist freilich noch nicht sehr weit fortgeschritten. Hier sind deshalb dringend weitere Untersuchungen angezeigt.

Nach dem Belastungs- und Risikovergleich erscheint es kaum zweckmäßig, speziell die Klärschlämme aus dem Sortiment der zulässigen Phosphat-Düngemittel gänzlich zu verbannen. Auch erscheint es wenig sinnvoll, lediglich für Klärschlamm, nicht aber auch für die sonstigen Düngemittel, Belastungs- und Aufbringungsbeschränkungen festzusetzen.

4.2.2.4 Strategien für den künftigen Einsatz von Klärschlamm und anderen Düngemitteln in der Landwirtschaft

907. Nach Ausarbeitung einer Studie des Umweltbundesamtes wurde am 7. Juni 2001 eine gemeinsame Position des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamtes über Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in Böden formuliert. Dabei geht es um die Sicherstellung, dass durch Bewirtschaftungsmaßnahmen wie das Aufbringen von Klärschlamm, Gülle, mineralischem

Dünger und Kompost keine langfristige Aufkonzentration von Schadstoffen im Boden stattfindet. Bezüglich des Klärschlamms kamen das Bundesumweltministerium und das Umweltbundesamt zu den folgenden Zielsetzungen (UBA, 2001b, S. 1):

– Die bisher praktizierte Form der Klärschlammverwertung mit den derzeitigen (unzureichenden) Qualitätsanforderungen sollte nicht fortgesetzt, sondern es sollten allenfalls noch sehr schadstoffarme Klärschlämme für Düngezwecke zugelassen werden. Die Klärschlammverordnung muss dementsprechend geändert werden.

– Die Untersuchungsparameter bei den organischen Schadstoffen müssen ergänzt und um Anforderungen an die Hygiene erweitert werden.

– Nicht mehr stofflich verwertbare Klärschlämme sind gemäß der seit dem 1. März 2001 geltenden Artikelverordnung umweltverträglich zu entsorgen.

– Die Rückgewinnung von schadstofffreiem Phosphat als Düngemittel aus Klärschlämmen und Abwasser mittels technischer Verfahren soll forciert werden.

– Diese Zielsetzungen gehen aus der Sicht des Umweltrates in die richtige Richtung einer dauerhaft umweltverträglichen Bodenbewirtschaftung. Zu den zukünftigen Regulierungsstrategien ist im Einzelnen Folgendes zu sagen:

Gleiche ökologische Anforderungen an alle Düngemittel, insbesondere an Klärschlämme und Wirtschaftsdünger

908. Der Umweltrat begrüßt, dass das Bundesumweltministerium und das Umweltbundesamt zum Zweck der Vermeidung von Schadstoffeinträgen in Böden neben Klärschlamm auch die übrigen Düngematerialien betrachten wollen (UBA, 2001b, S. 2). Wenn langfristig eine Aufkonzentrierung von Schadstoffen aus Düngemitteln verhindert werden soll, so muss gewährleistet werden, dass die eingetragene Schadstofffracht pro Flächen- und Zeiteinheit nur dem Austrag über das Sickerwasser und die Ernteabfuhr entspricht. Außerdem müsste gesichert sein, dass es nicht zu inakzeptablen Belastungen für das Grundwasser und über die Ernteprodukte zu Risiken für die menschliche Gesundheit kommt.

Diese einfachen Prämissen einer umwelt- und gesundheitsverträglichen Düngemittelverwendung sollten selbstverständlich nicht nur für den Einsatz von Klärschlämmen, sondern für alle in der Landwirtschaft verwendeten Düngemittel gelten. Für eine Privilegierung der Wirtschaftsdünger kann allenfalls mit Kostenersparnissen bei der Tierhaltung argumentiert werden. Solche einzelwirtschaftlichen Gründe – die Kosten der gegebenenfalls gebotenen umweltgerechten Entsorgung der Tierexkremente – können möglicherweise Anpassungsfristen erfordern. Mittelfristig dürfen diese Kosten aber einem gleichmäßigen, dauerhaften Schutz der landwirtschaftlichen Böden, des Grundwassers und der menschlichen Gesundheit nicht entgegenstehen, zumal dieser Schutz auch erforderlich ist, um die natürlichen Grundlagen der Landwirtschaft langfristig zu sichern.

Der Umweltrat spricht sich daher nachdrücklich dafür aus, hinsichtlich der mit dem Einsatz von Düngemitteln verbundenen Schadstofffrachten einheitliche Maßstäbe an alle Düngemittel einschließlich Wirtschaftsdünger anzulegen. Insbesondere sollte alsbald eine auf die Anforderungen beim Klärschlamm abgestimmte Begrenzung der Schwermetallgehalte auch für die Wirtschaftsdünger erfolgen. Die seitens des Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft bevorzugte Kennzeichnungspflicht beim Inverkehrbringen wird für sich genommen den Anforderungen des vorsorgenden Bodenschutzes nicht gerecht.

Ein einheitliches, auf die Verwendung von Klärschlämmen und Wirtschaftsdüngern gleichermaßen abgestimmtes ökologisches Anforderungsprofil kann zweckmäßig nur im Rahmen eines formal und inhaltlich zusammenhängenden Gesetzgebungsverfahrens erarbeitet werden. Die Zuständigkeit für die Erarbeitung von Regelungen zur Begrenzung der Schadstoffeinträge in Böden liegt für den Klärschlamm und den Bioabfallkompost beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; für entsprechende Anforderungen an den Einsatz von Wirtschaftsdünger sowie mineralischen Düngematerialien ist das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft zuständig. Diese Zweiteilung der Zuständigkeiten im Düngemittelbereich erscheint im Hinblick auf den engen sachlichen Zusammenhang und Koordinierungsbedarf nicht unproblematisch. Das zeigt sich in der fehlenden inhaltlichen Abstimmung der parallel entstandenen rechtlichen Regelungen. Die seit längerem diskutierte formelle Zusammenfassung von Düngemittelverordnung und Klärschlammverordnung in einem einheitlichen Regelwerk hält der Umweltrat weiterhin für sachgerechter als die vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft angestrebte gleichzeitige Einbringung beider Verordnungen in das Bundesratsverfahren.

Festlegung weiterer Grenzwerte und Umweltverträglichkeitsanforderungen

909. Der oben begründete Vorsorgemaßstab erfordert – auch unabhängig von der anzustrebenden Einheitlichkeit des Anforderungsprofils – eine Ergänzung von Grenzwerten in Bezug auf alle Schadstoffgruppen.

Um einen hinreichenden Schutz vor Gesundheitsrisiken und Schadstoffanreicherungen zu gewährleisten, müssen Grenzwerte und Vorsorgeanforderungen über die Schwermetallbelastungen der Düngematerialien hinaus auch für alle besonders umweltrelevanten organischen Schadstoffe festgelegt werden, die im Klärschlamm und/oder im Wirtschaftsdünger enthalten sein können. Für Klärschlämme kommen dabei die in Tabelle 4.2-6 enthaltenen Schadstoffe infrage. Wie bei den Schwermetallbelastungen angegeben, sollte auch für diese Stoffe durch vorsorgeorientierte Begrenzung langfristig gewährleistet werden, dass sich die ubiquitären Konzentrationen dieser Stoffe im Boden nicht weiter erhöhen und dass sie nicht in schädlichen Konzentrationen ins Grundwasser oder in die landwirtschaftlichen Erzeugnisse gelangen. Für zahlreiche organische Substanzen reicht allerdings der heutige Kenntnisstand über Vorkommen, schädliche Wirkungen und

Schadstofftransfer noch nicht aus, um konkrete Grenzwerte für Düngematerialien begründen zu können. Die von Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft im Oktober 2001 veranstaltete wissenschaftliche Anhörung hat gezeigt, dass die Wirkungen solcher organischen Schadstoffe in Klärschlämmen und Wirtschaftsdünger auf den Boden und die Bodenorganismen sowie mögliche Schadstoffübergänge in das Grundwasser, die Luft und vor allem in die Pflanzen im Rahmen von Forschungsvorhaben näher untersucht werden müssen. Dringender Forschungsbedarf besteht insoweit z. B. für adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) und Nonylphenol, für die in Wirtschaftsdüngematerialien ähnliche Gehalte wie im Klärschlamm vermutet werden.

Vergleichbarer Handlungsbedarf besteht hinsichtlich der im Wirtschaftsdünger zu findenden Tierarzneimittelrückstände. Die bei der Anhörung im Oktober 2001 vorgetragenen Erkenntnisse über diese Rückstände erscheinen derzeit für eine Festlegung von Grenzwerten in der Düngemittelverordnung noch nicht ausreichend. Der Umweltrat fordert deshalb das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft auf, die Datenlage so schnell wie möglich zu verbessern und dann über den rechtlichen Regelungsbedarf zu entscheiden.

Im Bereich der Schwermetalle hält der Umweltrat schließlich eine Begrenzung der Chrom- und Cadmiumgehalte in Mineraldüngern für vordringlich, und zwar mit deutlichen Reduzierungen gegenüber den bisherigen mittleren gemessenen Werten gemäß Tabelle 4.2-7.

4.2.2.5 Empfehlungen zur anstehenden Novellierung der Klärschlammverordnung

Novellierung als Zwischenschritt zu einer einheitlichen Vorsorgeregelung für die landwirtschaftliche Düngung

910. Nach den vorstehenden Ausführungen ist festzuhalten: Wenngleich die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen bei Beachtung der geltenden Klärschlammverordnung bisher keine nachweisbaren konkreten Gefährdungen für Mensch oder Umwelt verursacht hat, besteht in der Fachwelt weitgehend Einigkeit darüber, dass die Belastungsgrenzwerte, die die Verordnung für die als Dünger zu verwendenden Schlämme einerseits und die zu düngenden Böden andererseits festsetzt, nicht ausreichen, Schadstoffanreicherungen im Boden zu vermeiden und schädliche Austräge in das Grundwasser oder die Ernteerzeugnisse mit Sicherheit auszuschließen. Ein völliger Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Verwertung erscheint gleichwohl – jedenfalls kurz- bis mittelfristig – nicht sachgerecht. Da für eine alternative Entsorgung der Schlämme auf absehbare Zeit umweltverträglichere Wege kaum zur Verfügung stehen und zudem die alternativ zu verwendenden Düngemittel ihrerseits erhebliche Schadstofffrachten mit sich bringen, kommt zweckmäßig nur eine sukzessive Beschränkung des Sekundärrohstoffdüngereinsatzes durch eine schrittweise Verschärfung der Grenzwerte für die maßgeblichen Belastungsparameter in Betracht. Um einen dauerhaften Boden-, Grundwasser- und Gesundheitsschutz insgesamt zu gewährleisten und ein Ausweichen auf andere, ihrerseits schädliche Düngemittel zu vermeiden, muss dabei – wie oben begründet – das Anforderungsniveau gleichermaßen für alle Düngemittel gelten.

Sofern eine konzeptionelle Zusammenführung der Klärschlammverordnung mit dem allgemeinen Düngemittelrecht und die Einführung allgemeiner, insbesondere auch für die schadstoffhaltigen Wirtschaftsdünger geltender Belastungsgrenzwerte – auch aus Gründen der europäischen Rechtsentwicklung – gegenwärtig nicht opportun erscheint, sollte nach Auffassung des Umweltrates zumindest eine Verschärfung und Ergänzung der Grenzwertregelungen der Klärschlammverordnung den ersten Schritt bilden.

Bei der Absenkung der Grenzwerte der bisherigen Verordnung sollten neben dem oben erläuterten Vorsorgeziel auch die gegenwärtigen beschränkten Möglichkeiten einer umweltverträglichen Entsorgung der Schlämme außerhalb der landwirtschaftlichen Verwertung zugrunde gelegt werden. Die Grenzwerte sollten so fixiert werden, dass für die danach nicht mehr landwirtschaftlich verwertbaren höher belasteten Schlämme unter zumutbarem Aufwand hinreichend umweltverträgliche Entsorgungsmöglichkeiten gefunden bzw. geschaffen werden können. Um strukturelle Anpassungen zu ermöglichen und lange Transportwege zu vermeiden, sollte bei einer ersten Absenkung der Grenzwerte außerdem gewährleistet bleiben, dass die aus den kleineren Kläranlagen in ländlichen Räumen anfallenden Schlämme weiterhin weitgehend auf den regional angrenzenden Feldern verwertet werden können. Diese Schlämme sind in der Regel – jedenfalls bei den meisten Schadstoffparametern – deutlich geringer belastet als die in größeren zentralen Anlagen anfallenden (dies wurde jüngst durch Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen bestätigt, vgl. STOCK und FRIEDRICH, 2001).

Empfehlung für konkrete Belastungsgrenzwerte

911. Unter Berücksichtigung der vorstehend genannten Maßgaben empfiehlt sich nach Auffassung des Umweltrates eine Reduzierung der bisherigen maximal zulässigen Schadstoffwerte für organische Schadstoffe (mit Ausnahme von PCB) und Schwermetalle auf das ca. 1,5-fache der mittleren aktuell in Klärschlämmen gemessenen Gehalte. Für polychlorierte Biphenyle (PCB) wird darüber hinausgehend empfohlen, den Grenzwert bei der derzeitigen mittleren Belastung anzusetzen.

Mit einer derart an den tatsächlichen Mittelwerten orientierten Absenkung der Grenzwerte würden bereits die von der Europäischen Kommission langfristig (ab 2025) vorgeschlagenen Zielwerte eingehalten und zum großen Teil sogar übererfüllt. Gegenüber den bisherigen Anforderungen der Klärschlammverordnung würde dieser Vorschlag für die in Tabelle 4.2-5 genannten mittleren Schwermetallgehalte eine Reduzierung zwischen 40 % und 90 % und für die gemessenen organischen Schadstoffe gemäß Tabelle 4.2-6 eine Reduzierung zwischen 25 % und 70 % bedeuten (s. Tab. 4.2-10 und 4.2-11).

Tabelle 4.2-10

Zulässige Schwermetallgehalte nach AbfKlärV und vom Umweltrat vorgeschlagene Reduzierungen

	Derzeitige Werte mg/kg TS	Vorschlag SRU[1] mg/kg TS	Reduktion in %
Blei	900	100	*89*
Cadmium	10/5	2	*80/60*
Chrom	900	100	*89*
Kupfer	800	400	*50*
Nickel	200	50	*75*
Quecksilber	8	1,5	*81*
Zink	2 500/2 000	1 200	*52/40*
			SRU/UG2002/Tab. 4.2-10

[1] bezogen auf Mittelwerte des Jahres 1996 Zulässige Schwermetallzusatzbelastungen nach BBodSchV in g pro Hektar und Jahr

Tabelle 4.2-11

Zulässige Schwermetallgehalte nach AbfKlärV und vom Umweltrat vorgeschlagene Reduzierungen

	Derzeitige Werte	Vorschlag SRU	Reduktion in %
PCDD/ PCDF	100 ng/kg TS	30 ng/kg TS	*70*
PCB	0,2 mg/kg TS	0,15 mg/kg TS	*25*
AOX	500 mg/kg TS	300 mg/kg TS	*40*
			SRU/UG2002/Tab. 4.2-11

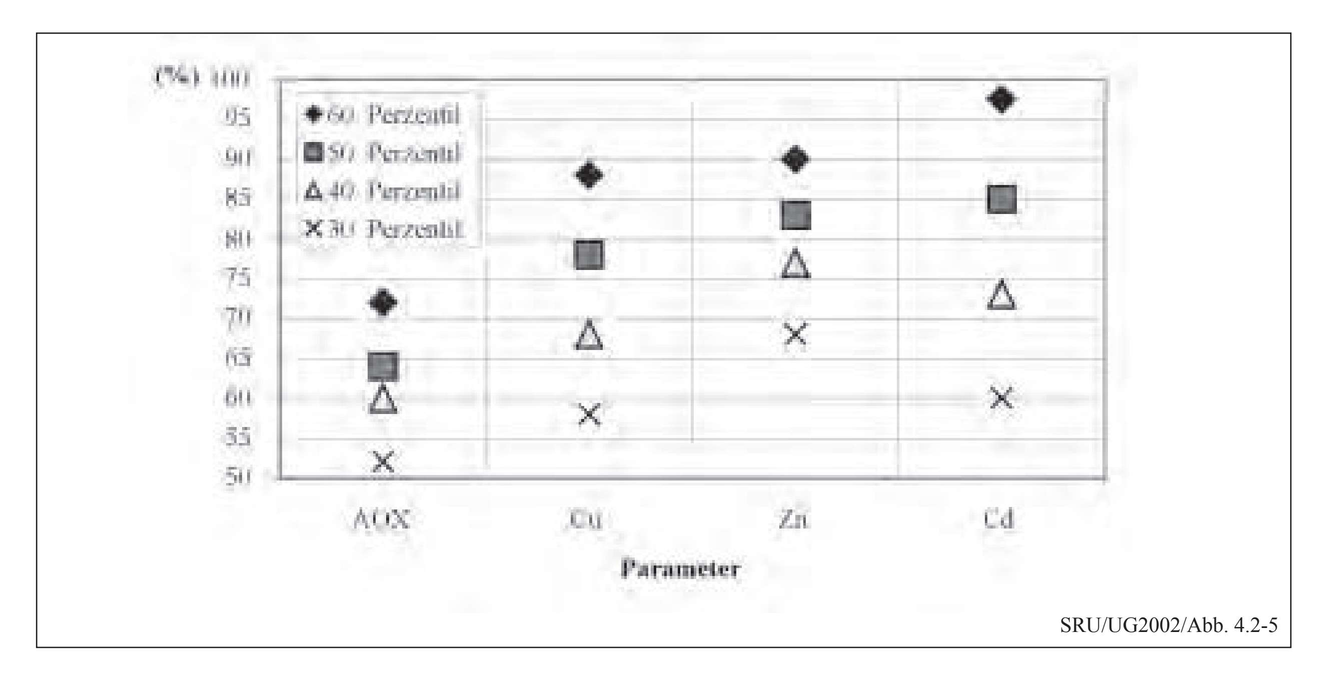
912. Eine novellierte Klärschlammverordnung sollte nach Auffassung des Umweltrates Grenzwerte auch für diejenigen bisher nicht geregelten organischen Schadstoffparameter (s. Tabelle 4.2-6) festsetzen, die die Europäische Kommission in ihrer Arbeitsunterlage „Schlämme" zur Regulierung vorgeschlagen hat. Anstelle des Parameters PAK könnte allerdings auch der von der UMK-Arbeitsgruppe „Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen" als relevant eingestufte Schadstoff Benzo[a]pyren als Leitparameter für die Gruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) vorgesehen werden. Weil die im Richtlinienentwurf enthaltenen chemischen Verbindungen, wie lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) sowie Nonylphenole und Nonylphenolethoxylate (NPE) nach vorliegenden Erkenntnissen innerhalb weniger Tage im Boden abgebaut werden, erscheint eine geringere Untersuchungshäufigkeit als bei den übrigen organischen Schadstoffen ausreichend.

Für die nicht schon in der geltenden Klärschlammverordnung geregelten und in Tabelle 4.2-11 erfassten Parameter schlägt der Umweltrat vor, die Grenzwerte aus dem Kommissionsvorschlag (s. Tabelle 4.2-6) zu übernehmen. Jüngste Untersuchungen der in Nordrhein-Westfalen verwerteten Klärschlämme ergaben vor allem bei größeren Kläranlagen zum Teil deutliche Überschreitungen der für LAS und DEHP vorgeschlagenen Werte (STOCK und FRIEDRICH, 2001); allerdings werden künftig vor allem beim Parameter DEHP Verbesserungen der Emissionssituation erwartet.

Nach einer Verschärfung der Anforderungen an die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung entsprechend den in diesem Kapitel ausgesprochenen Empfehlungen des Umweltrates könnte ein Teil der bislang verwerteten Schlämme nicht mehr in der Landwirtschaft untergebracht werden. Bezieht man die in Abbildung 4.2-4 aufgetragenen Schadstoffverhältnisse auf die entsprechenden Grenzwerte der Empfehlungen des Umweltrates gemäß den Tabellen 4.2-10 und 4.2-11, dann ergeben sich für die in Abbildung 4.2-4 erkennbaren vier ungünstigsten Parameter die Relationen gemäß Abbildung 4.2-5. Dabei wurde günstigerweise von den höheren Grenzwerten für die Parameter Cadmium und Zink gemäß Klärschlammverordnung ausgegangen. In Abbildung 4.2-5 wurden nur in Nordrhein-Westfalen landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme berücksichtigt. Aufgrund der hohen Cadmiumgehalte lässt sich aus der Abbildung ein kritisches Perzentil von etwa 62 % extrapolieren. Das würde einen künftig nicht mehr zu verwertenden Anteil des Schlammes von 38 % bedeuten. Für eine bundesweite Betrachtung sind allerdings sehr wahrscheinlich die nordrhein-westfälischen Cadmiumwerte nicht repräsentativ.

Abbildung 4.2-5

Schadstoffgehalte der in Nordrhein-Westfalen verwerteten Klärschlämme in Relation zu den vom Umweltrat empfohlenen Grenzwerten einer novellierten Klärschlammverordnung



SRU/UG2002/Abb. 4.2-5

Eine realistischere Orientierung geben die Kupfer- und Zinkrelationen der Abbildung 4.2-5. Danach lässt sich ein kritisches Perzentil von 65 % bis 70 % extrapolieren, was bedeutet, dass etwa 30 % des bisher als Düngemittel verwerteten Schlammes künftig dafür nicht mehr verwendet werden dürften. Für diese Schlämme müssten also alsbald andere Entsorgungswege gefunden werden. Dabei würde es sich in erster Linie um Schlämme aus großen, zentralen städtischen Kläranlagen handeln, für die auch eher Vorbehandlungskapazitäten vorhanden sind oder sich zentral errichten lassen.

913. Die Klärschlämme aus kleineren Anlagen des ländlichen Raums werden dagegen in der Regel weiter regional als Dünger verwertet werden können. Die letztverfügbaren Daten des Statistischen Bundesamtes für die Abwasserbeseitigung weisen für das Jahr 1998 10 312 öffentliche Kläranlagen aus. In Abbildung 4.2-6 ist die Verteilung dieser Anlagen und der an sie angeschlossenen Einwohnerwerte auf verschiedene Anschlussgrößenbereiche aufgetragen. Dabei zeigt sich, dass 78 % der Anlagen eine Anschlussgröße von bis zu 10 000 Einwohnerwerten haben, während lediglich an 273 Kläranlagen, entsprechend 2,6 % aller Anlagen, mehr als 100 000 Einwohnerwerte angeschlossen sind. Dagegen verhält sich die beanspruchte Behandlungskapazität der Anschlussgrößenbereiche und damit das Klärschlammaufkommen in etwa umgekehrt.

Bei einem derzeitigen landwirtschaftlich verwerteten Anteil des deutschen Klärschlammaufkommens von 37 % (s. Tz. 890) und der Annahme, dass die Schlämme der großen Kläranlagen anderweitig entsorgt werden, würde dies gemäß Abbildung 4.2-6 bedeuten, dass alle Schlämme der Kläranlagen mit bis zu 50 000 angeschlossenen Einwohnerwerten und etwa die Hälfte der Schlämme aus den Kläranlagen zwischen 50 000 und 100 000 Einwohnerwerten in der Landwirtschaft untergebracht werden könnten.

Ein Wirksamwerden der vom Umweltrat empfohlenen Grenzwerte mit mindestens 30 % geringerer Verwertungskapazität gegenüber bisherigen Verhältnissen würde den verwerteten Anteil am Gesamtschlammaufkommen von 37 % auf 26 % verringern. Damit bliebe gewährleistet, dass alle Schlämme der Kläranlagen mit bis zu 20 000 Einwohnerwerten und ein erheblicher Teil der Schlämme aus den Kläranlagen zwischen 20 000 und 50 000 Einwohnerwerten in der Landwirtschaft verwertet werden können (s. Abbildung 4.2-6).

Nach der vorstehenden Abschätzung kann also davon ausgegangen werden, dass auch bei den empfohlenen Verschärfungen der Klärschlammgrenzwerte eine landwirtschaftliche Verwertung von Schlämmen aus ländlichen Bereichen in aller Regel zulässig bleiben würde.

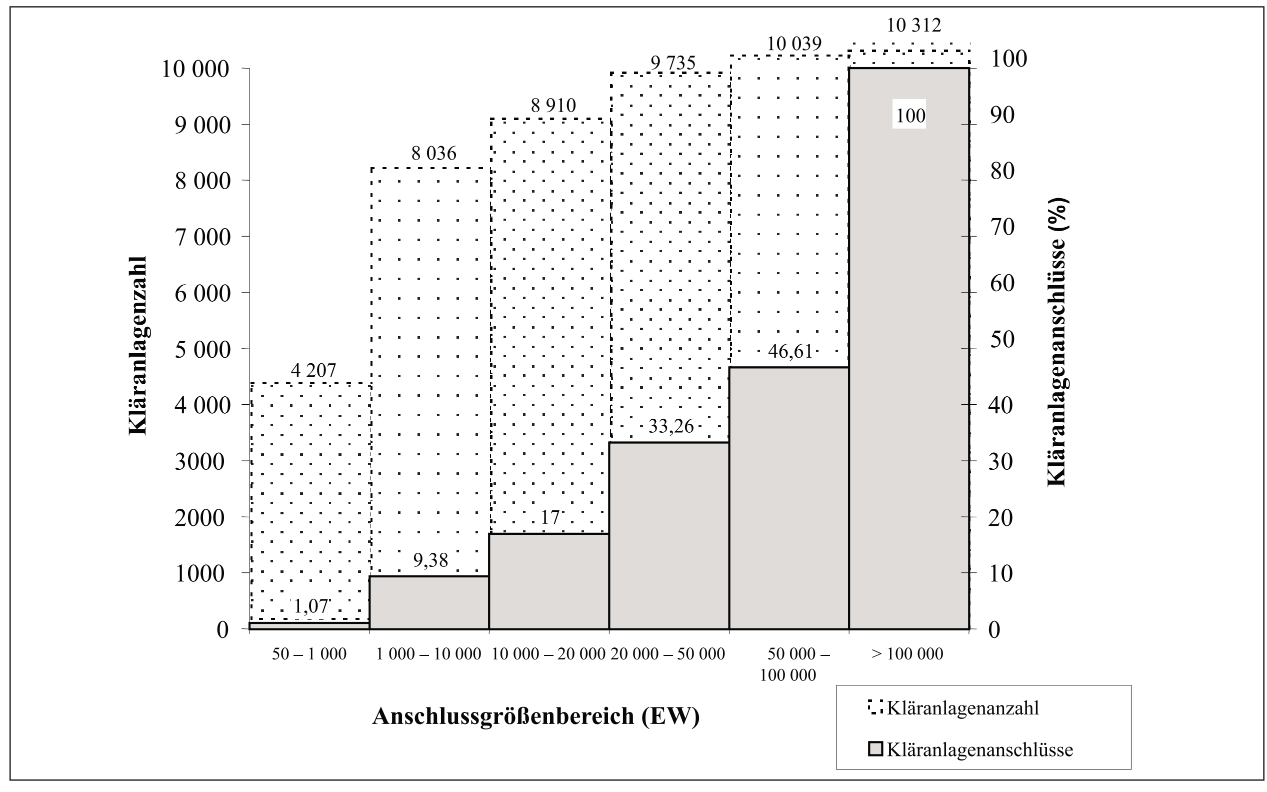
4.2.2.6 Exkurs: Zur Gewinnung von Phosphat als Düngemittel aus Abwässern und Klärschlämmen

914. In Abschn. 4.2.2.3 wurde bereits ausgeführt, dass Phosphor als wichtigste Nährstoff- und Wertstoffkomponente in Klärschlämmen gilt. Im Zuge der seit etwa 15 Jahren aus Gründen des Eutrophierungsschutzes der Oberflächengewässer einschließlich der Nord- und Ostsee in Deutschland praktizierten gezielten Nährstoff-

Abbildung 4.2-6



Kläranlagenanzahl und -anschlüsse für verschiedene Anschlussgrößenbereiche



Quelle: Statistisches Bundesamt, 1998

elimination aus den kommunalen Abwässern werden Phosphate in stärkerem Maße als früher im Klärschlamm konzentriert. Die dafür vorwiegend eingesetzten Fällungs- und Flockungsverfahren beeinflussen allerdings die Pflanzenverfügbarkeit der Phosphate im Falle einer landwirtschaftlichen Verwertung negativ.

Seit langem ist bekannt, dass Phosphor eine absolute globale Mangelressource darstellt. Nach entsprechenden Ermittlungen (WAGNER, 1999) beträgt bei einem dynamischen Fortsetzen des bisherigen Phosphoreinsatzes die Zeitspanne bis zur Erschöpfung der Reserven nur noch 80 bis 150 Jahre. Im Sinne des Ressourcenschutzes wurden deshalb in den vergangenen Jahren verstärkt Überlegungen zum Phosphorrecycling angestellt. Dazu gehört die Gewinnung von Phosphaten zu Düngezwecken aus dem Abwasser. Bisher konnte nur ein Teil des Phosphorpotenzials der Abwässer über die landwirtschaftliche Klärschlammaufbringung genutzt werden. Beim gezielten Einsatz technischer Verfahren ließen sich allerdings etwa 20 % der in der deutschen Landwirtschaft ausgebrachten mineralischen Phosphordüngemittel substituieren (HAHN, 2001).

In verschiedenen Ländern hat es Untersuchungen zu Phosphorseparationsverfahren im Abwasserbereich gegeben. Die möglichen Grundverfahren sind (DOHMANN, 2001):

– die Nachfällung,
– das Phostrip-Verfahren,
– das Magnesium-Ammonium-Phosphat-Verfahren (MAP-Verfahren),
– die Wirbelbett-Kristallisation,
– die Magnetseparation,
– das Aktivtonerdeverfahren und
– die Elution aus Klärschlammasche bzw. Klärschlammschmelzgut.

Aus wirtschaftlichen Gründen erscheint die Anwendung der Magnetseparation und des Aktivtonerdeverfahrens nicht relevant. Alle übrigen Verfahren könnten unter bestimmten Voraussetzungen zumindest mittelfristig wirtschaftlich interessant werden.

Ein Phosphorrecycling kann in Deutschland sinnvollerweise nur unter Einbindung der vorhandenen verfahrenstechnischen Infrastruktur stattfinden. Die entsprechenden Einrichtungen wurden aber bisher nur hinsichtlich der Phosphorelimination aus dem Abwasser optimiert, was zur vorwiegenden Anwendung der chemischen Fällung und Konzentrierung der gefällten Phosphate im Klärschlamm führte. Für eine Phosphorrückgewinnung stellt diese Verfahrensweise aber eine schlechte Randbedin-

gung dar, weil dabei kein phosphorreiches Medium auf einfachem Wege zu separieren ist. Wesentlich günstiger sind die Voraussetzungen dafür bei der auf verschiedenen deutschen Kläranlagen verwirklichten biologisch verstärkten Phosphorelimination (HEINZMANN, 2001). Derzeit bieten sich vor allem die folgenden drei Möglichkeiten zum Phosphorrecycling auf Kläranlagen an (BUER et al., 2001):

– Nachfällung im Hauptstrom mit einer Recyclingrate von bis zu 75 %,

– vermehrte biologische Phosphorelimination und Nebenstromfällung (Phostrip- oder MAP-Verfahren) mit einer Recyclingrate von 60 % bis 65 % und

– vermehrte biologische Phosphorelimination mit Klärschlamm-Monoverbrennung und Rücklösung von Phosphaten aus der gemahlenen Asche mit einer Recyclingrate von ca. 85 %.

Fragen der Wirtschaftlichkeit des Phosphorrecyclings wurden bisher nur unzureichend geklärt. Gegenüber den derzeitigen Kosten für importierte Phosphate ergaben allerdings Abschätzungen für das Phosphorrecycling mindestens eine Kostenverdoppelung (BUER et al., 2001). Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass weltweit zunehmend schadstoffbelastete Phosphaterze abgebaut werden müssen und langfristig die Gestehungskosten für Importphosphate wegen ihrer Verknappung deutlich ansteigen werden. Eine flächendeckende Phosphorrückgewinnung auf allen deutschen kommunalen Kläranlagen ist nicht realistisch. Vielmehr bietet sich diese auf mittelgroßen und großen Anlagen an. Der Umweltrat hält wegen der bisher unzureichend geklärten verfahrenstechnischen und wirtschaftlichen Aspekte des Phosphorrecyclings einschließlich aller biologischen und vermarktungstechnischen Fragen entsprechende Untersuchungen für dringend geboten.

4.2.2.7 Zusammenfassung

915. Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen – über ein Drittel der in Deutschland anfallenden Klärschlämme werden als Dünger eingesetzt – ist gegenwärtig stärker umstritten denn je. Grund für die Zweifel an diesem Verwertungsweg sind die in den Schlämmen regelmäßig enthaltenen Schwermetalle und organischen Schadstoffe sowie sonstige kritische Rückstände aus den kommunalen Abwässern, bei denen schädliche Wirkungen auf Umwelt und Gesundheit nicht mit Sicherheit auszuschließen sind. Die wachsenden Zweifel an der ökologischen Vertretbarkeit der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung haben Forderungen nach einer Novellierung der einschlägigen Klärschlammverordnung, insbesondere nach strengeren Schadstoffgrenzwerten für Schlämme und Böden, laut werden lassen. Zum Teil ist sogar ein gänzlicher Ausstieg aus dieser Verwertungsoption gefordert worden.

Bei der Bewertung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung sind allerdings nicht nur die Risiken zu betrachten, die mit der Verwertung der Klärschlämme als Düngemittel verbunden sind. Vielmehr müssen auch der Nutzen dieser Verwertung sowie die Tatsache berücksichtigt werden, dass ausreichende umweltverträglichere Entsorgungsalternativen derzeit nicht zur Verfügung stehen und zudem die alternativ – anstelle von Klärschlamm – einzusetzenden Düngemittel wie insbesondere Wirtschaftsdünger aus Tierexkrementen ihrerseits erhebliche Schadstofffrachten mit sich bringen.

916. In Anbetracht dieser Umstände empfiehlt der Umweltrat ein gestuftes Vorgehen. Langfristiges Vorsorgeziel sollte dabei sein, für alle Düngemittel gleichmäßig die Schadstoffhöchstwerte so festzulegen, dass weder mit einer Anreicherung von Schadstoffen in den Böden noch mit umwelt- oder gesundheitsschädlichen Austrägen in das Grundwasser oder die Ernteprodukte zu rechnen ist. Dies ist durch die Grenzwerte der geltenden Klärschlammverordnung nicht gewährleistet; für Wirtschaftsdünger und sonstige Düngemittel existieren nicht einmal Grenzwerte.

Sofern eine diesem Vorsorgeniveau entsprechende, integrierte Grenzwertregelung für Klärschlämme, Wirtschaftsdünger und sonstige Düngemittel derzeit politisch nicht realisierbar ist, sollten in einem ersten Schritt zumindest die Grenzwerte der Klärschlammverordnung für die maximal zulässigen Belastungen der Schlämme verschärft und Grenzwerte für weitere besonders umweltrelevante Schadstoffe, namentlich für LAS, DEHP, NPE und PAK oder Benzo[a]pyren festgesetzt werden. Für diese zusätzlich in die Klärschlammverordnung aufzunehmenden Parameter sollten nach Ansicht des Umweltrates die von der Europäischen Kommission in ihrer Arbeitsunterlage „Schlämme – (3. Entwurf)“ vorgeschlagenen Grenzwerte übernommen werden.

Bei der Absenkung der geltenden Grenzwerte der Klärschlammverordnung sollten neben dem oben erläuterten Vorsorgeziel besonders auch die gegenwärtig noch sehr beschränkten Möglichkeiten einer umweltverträglichen Entsorgung der Schlämme außerhalb der landwirtschaftlichen Verwertung berücksichtigt werden. Außerdem sollte bei einer ersten, kurzfristigen Absenkung der Grenzwerte gewährleistet bleiben, dass die aus kleineren Kläranlagen anfallenden, vergleichsweise deutlich weniger belasteten Schlämme auch weiterhin im Wesentlichen auf den regional angrenzenden Feldern verwertet werden können. Im Hinblick auf diese Maßgaben empfiehlt der Umweltrat die Reduzierung der maximal zulässigen Werte für organische Schadstoffe und Schwermetalle auf das ca. 1,5fache der aktuellen mittleren gemessenen Gehalte. Dies würde bedeuten, dass etwa 30 % der nach der geltenden Klärschlammverordnung für die Düngung zugelassenen Schlämme zukünftig anderweitig entsorgt werden müssten. Dafür sollten möglichst bald ausreichende Verbrennungskapazitäten oder Mitverbrennungsmöglichkeiten geschaffen werden.

Als Ersatz für eine direkte Aufbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Flächen empfiehlt der Umweltrat die Entwicklung bzw. Weiterentwicklung thermischer Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphaten aus Abwässern und Klärschlämmen. Ein solches ökologisch bedeutsames Phosphorrecycling kann vor allem für große Kläranlagen und Klärschlammmengen langfristig auch wirtschaftlich interessant werden.

4.2.3 Altautoverwertung

917. Bei der Entsorgung von Altfahrzeugen können erhebliche Umweltbeeinträchtigungen auftreten. Dies betrifft Boden- und Grundwasserkontaminationen, die durch unsachgemäße Demontage und Verwertung von Fahrzeugteilen (etwa durch auslaufende Betriebsflüssigkeiten) entstehen, ebenso wie die Ablagerung von zum Teil erheblich mit Schwermetallen, PVC, Ölen oder Kraftstoffen belasteten Schredderabfällen auf Hausmülldeponien, die häufig nicht den Anforderungen der TA Siedlungsabfall entsprechen. Umweltprobleme verursacht darüber hinaus die wilde Entsorgung, d. h. das illegale Abstellen von Altautos (SRU, 2000, Tz. 884).

Der Druck dieser Probleme in Verbindung mit der aufkommenden Diskussion um eine erweiterte Produzentenverantwortung (siehe z. B. THOMSON, 1998) hat dazu geführt, dass die umweltgerechte Altfahrzeugverwertung spätestens seit Ende der Achtzigerjahre einen Platz auf der nationalen wie auch auf der europäischen umweltpolitischen Agenda einnimmt (BROCKMANN et al., 2000, S. 1; s. auch JÖRGENS und BUSCH, 2002). Dennoch dauerte es auf beiden Politikebenen rund zehn Jahre bis zur Verabschiedung umfassender Regelwerke. Im Folgenden wird zunächst der 1998 in Kraft getretene deutsche Regelungsansatz dargestellt und evaluiert. Daran anschließend wird die europäische Altautorichtlinie vom September 2000, die in zentralen Punkten von der deutschen Regelung abweicht, beschrieben. Vor diesem Hintergrund wird schließlich der im August 2001 erstmals vorgelegte und im Dezember 2001 vom Bundeskabinett verabschiedete Entwurf eines Gesetzes über die Entsorgung von Altfahrzeugen, das die EG-Richtlinie in nationales Recht umsetzten soll, bewertet.

4.2.3.1 Freiwillige Selbstverpflichtung und Altautoverordnung von 1998

918. Mit der Kombination einer freiwilligen Selbstverpflichtung der Wirtschaft und einer flankierenden, die Ziele der Selbstverpflichtung unterstützenden, Verordnung trat im April 1998 erstmals in Deutschland ein umfassendes Regelungspaket zur umweltgerechten Altautoentsorgung in Kraft (SRU, 2000, Tz. 885 ff.). Während die im Februar 1996 vom Verband der Automobilindustrie (VDA) und 14 weiteren Wirtschaftsverbänden abgegebene freiwillige Selbstverpflichtung die wichtigsten Umweltziele im Bereich der Altautoentsorgung vorgab, beschränkte sich der Gesetzgeber in der im Juli 1997 verabschiedeten Altautoverordnung auf die ergänzende Regelung von Überlassungs- und Nachweispflichten und die Formulierung technischer Mindestanforderungen an Annahmestellen, Verwerter- und Schredderbetriebe.

Wesentliche Ziele der Selbstverpflichtung waren der Aufbau einer flächendeckenden Entsorgungsinfrastruktur für Pkw bis 1999, die umweltverträgliche Demontage von Altautos und die Verringerung der nicht verwertbaren Abfälle von etwa 25 Gewichtsprozent im Jahr 1996 auf 15 % im Jahr 2002 und 5 % im Jahr 2015. Darüber hinaus verpflichteten sich Automobilhersteller und -importeure, Pkw ihrer Marke zu Marktpreisen vom Letzthalter zurückzunehmen. Lediglich bei Fahrzeugen, deren Erstzulassung nach Inkrafttreten der Selbstverpflichtung erfolgt ist und die nicht älter als 12 Jahre sowie in gutem Zustand sind, sollte die Rücknahme kostenlos erfolgen. Schließlich verpflichteten sich die Hersteller zu einer kontinuierlichen Verbesserung der Verwertungseigenschaften ihrer Fahrzeuge (recyclinggerechte Konstruktion) (SRU, 2000, Tz. 885 ff.).

919. Im März 2000 hat die von der Automobilindustrie zur Umsetzung der Selbstverpflichtung eingerichtete Arbeitsgemeinschaft Altauto (ARGE Altauto) der Bundesregierung eine erste Evaluation der Selbstverpflichtung und Altautoverordnung vorgelegt. Demnach wurde das Teilziel des Aufbaus einer flächendeckenden Entsorgungsinfrastruktur für Altautos bereits frühzeitig erreicht (ARGE Altauto, 2000, S. 20 ff.). Insgesamt geht die ARGE-Altauto derzeit von rund 15 000 Annahmestellen für Altautos, 1 400 zertifizierten Verwertungsbetrieben und 57 Schredderbetrieben (16 davon im europäischen Ausland) aus. Ein flächendeckendes Netz von Betrieben für die Annahme und Verwertung von Altteilen aus Pkw-Reparaturen wurde nach Angaben der ARGE-Altauto ebenfalls aufgebaut (ARGE-Altauto, 2000, S. 25–27; s. auch LUCAS, 2000).

Vor allem durch die im Anhang der Altautoverordnung niedergelegten strengen Umweltschutzanforderungen und das Erfordernis einer Zertifizierung von Entsorgungsbetrieben durch unabhängige Sachverständige (§ 4 Altauto VO) konnte die Umweltverträglichkeit der Altautoverwertung insgesamt verbessert werden. So haben Annahmestellen, Verwertungs- und Schredderbetriebe nach Schätzungen der ARGE-Altauto seit 1997 mindestens eine halbe Milliarde DM investiert, um den Anforderungen der Altautoverordnung gerecht zu werden (ARGE-Altauto, 2000, S. 28). Darüber hinaus deutet die Tatsache, dass mehr als die Hälfte der vor Inkrafttreten der Altautoverordnung in Deutschland operierenden Verwertungsbetriebe bislang keine Zertifizierung beantragt bzw. erhalten hat, darauf hin, dass in diesem Sektor eine Marktbereinigung zugunsten der weniger umweltbelastenden Betriebe stattgefunden hat (ARGE-Altauto, 2000, S. 24). Allerdings haben die teilweise hohen Investitionen von Verwertungsbetrieben zur Umsetzung der Anforderungen der Altautoverordnung in Verbindung mit einem gleichzeitigen deutlichen Rückgang der in Deutschland verwerteten Altfahrzeuge inzwischen bei vielen Verwertern zu finanziellen Engpässen und teilweise zu Betriebsschließungen geführt. Schließlich bestehen insbesondere im Hinblick auf die Qualifizierung und Unabhängigkeit der Sachverständigen noch erhebliche Defizite (ARGE-Altauto, 2000, S. 55–56; SRU, 2000, Tz. 886; zur Rechtstellung des Sachverständigen s. NÜRNBERGER, 2000).

920. Der Anteil der nicht verwertbaren Abfälle aus Altautos lag im Untersuchungszeitraum 1999 bis Februar 2000 bei 18 bis 22 Gewichtsprozent (ARGE-Altauto, 2000, S. 41). Die in der Selbstverpflichtung angestrebte Verringerung der zu beseitigenden Abfälle auf 15 Prozent des Altautogewichts im Jahr 2002 erscheint vor diesem Hintergrund als durchaus erreichbar (vgl. SRU, 2000,

Tz. 888). Deutlich schwieriger erscheint es hingegen, den Anteil der nicht verwertbaren Abfälle auf höchstens 5 Prozent des Fahrzeugleergewichts bis zum Jahre 2015 zu verringern. Probleme ergeben sich insbesondere aus der teilweise hohen Schadstoffbelastung des Schredderabfalls, die einer energetischen Verwertung in Industrieanlagen ohne vorherige kostenintensive Schadstoffentfrachtung enge Grenzen setzt.

Differenzierungsbedürftig ist darüber hinaus die verwertungsbezogene Datenerhebung im Monitoringbericht der ARGE-Altauto. Erhoben werden nur die Beseitigungs- und Verwertungsquoten, ohne dass nach Verwertungsarten unterschieden wird. Diese Betrachtungsweise ist in zweifacher Hinsicht problematisch. Zum einen werden die im Verlaufe der Verwertung in teilweise erheblichen Mengen anfallenden Beseitigungsreste nicht in die Berechnung einbezogen. Zum anderen finden ökologische Kriterien wie die Hochwertigkeit oder die Schadlosigkeit bestimmter Verwertungsverfahren keine Berücksichtigung (LOHSE und SANDER, 2000, S. 8 ff.). Die Berücksichtigung unterschiedlicher Verwertungsverfahren im Zuge des Monitorings ist künftig auch im Hinblick auf die Umsetzung der EG-Altfahrzeugrichtlinie notwendig, da diese separate Quoten für die stoffliche und die energetische Verwertung vorschreibt (s. Tz. 929, 933).

921. Der bisherige Fortschritt in Bezug auf die recyclinggerechte Konstruktion von Neuwagen ist nur schwer messbar. Es fehlt für diesen Bereich eine quantifizierte Zielsetzung. Der Monitoringbericht der ARGE-Altauto verweist auf einzelne Initiativen wie das von 20 europäischen Automobilherstellern gemeinsam entwickelte International Demontage Information System (IDIS), das Demontageinformationen für 364 Fahrzeugmodelle und rund 20 000 Bauteile enthält und das 1999 kostenlos als CD-ROM an über 2 500 Autoverwerter in Europa verteilt wurde (ARGE-Altauto, 2000, S. 17–19). Über die Wirksamkeit dieser Initiativen werden jedoch keine Angaben gemacht. Weitere Maßnahmen – etwa zur Reduzierung der Materialvielfalt, zum Einsatz recyclingoptimierter Verbindungstechniken oder zur Verwendung von Rezyklaten bei der Herstellung von Neufahrzeugen – werden erwähnt, jedoch nicht quantifiziert. Schließlich werden Initiativen angeführt, die in keinem direkten Zusammenhang mit der Selbstverpflichtung stehen, wie etwa die bereits 1980 begonnene Kennzeichnung von Kunststoffteilen mit einem Gewicht von mindestens 100 Gramm (ARGE-Altauto, 2000, S. 12). Die ökologische Bedeutung der Herstelleraktivitäten zur recyclinggerechten Konstruktion lässt sich auf der Grundlage der bisher verfügbaren Informationen nur unzureichend abschätzen (LOHSE und SANDER, 2000, S. 3–5). Wenn das ehrgeizige, auch in der EG-Altautorichtlinie beibehaltene Ziel einer Verringerung des zu beseitigenden Abfalls aus Altautos auf 5 Gewichtsprozent bis zum Jahr 2015 erreicht werden soll, besteht jedoch gerade im Bereich der Fahrzeugkonstruktion erheblicher Optimierungsbedarf.

922. Als völlig unzureichend hat sich die Lenkungswirkung des in der Altautoverordnung vorgesehenen Nachweises über die umweltgerechte Verwertung (Verwertungsnachweis) bzw. der Erklärung über den Verbleib endgültig stillgelegter, jedoch nicht als Abfall entsorgter Fahrzeuge (Verbleibserklärung, z. B. bei Oldtimern) erwiesen. In ihrem ersten Monitoringbericht zeigt die ARGE-Altauto auf der Basis eigener Schätzungen, dass im Jahr 1999 bei einer Gesamtzahl von rund 3 Millionen gelöschten Fahrzeugen lediglich 448 630 Verwertungsnachweise und 186 224 Verbleibserklärungen den örtlichen Fahrzeugregistern in Deutschland innerhalb der vorgeschriebenen Frist von 12 bzw. 18 Monaten vorgelegt wurden. Für geschätzte 77 % der stillgelegten Fahrzeuge wurde somit der erforderliche Verwertungs- oder Verbleibsnachweis vom Letzthalter nicht erbracht (ARGE-Altauto, 2000, S. 32–33). Ermöglicht wird dies durch eine Kombination behördlicher Vollzugsverzichte und gesetzlicher Lücken. Zwar ist nach § 27a der Straßenverkehrszulassungsordnung (StVZO) der Letzthalter bei der Abmeldung seines Fahrzeugs verpflichtet, der Zulassungsbehörde einen Verwertungsnachweis oder eine Verbleibserklärung vorzulegen, den diese dann an die zuständige Ordnungsbehörde weiterleiten muss. In der Praxis nehmen die Zulassungsbehörden die Kfz-Abmeldung jedoch auch ohne Vorlage dieser Dokumente vor, wobei sie in der Regel lediglich eine zusätzliche Verwaltungsgebühr von 10 DM erheben (s. z. B. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, ohne Jahr). Darüber hinaus kann der Letzthalter bei der Zulassungsbehörde an Stelle einer endgültigen Abmeldung auch eine vorübergehende Stilllegung des Fahrzeugs beantragen. Die Vorlage eines Verwertungsnachweises oder einer Verbleibserklärung ist in diesem Fall erst notwendig, wenn das Fahrzeug entsorgt oder endgültig stillgelegt wird (nach § 27 Abs. 6 StVZO gelten vorübergehend stillgelegte Fahrzeuge 18 Monate nach Beginn der vorübergehenden Stilllegung automatisch und ohne erneute Vorlage der Fahrzeugbriefe als endgültig stillgelegt).

In beiden Fällen – der endgültigen Abmeldung ohne Vorlage der vorgeschriebenen Dokumente und der vorläufigen Stilllegung – ist der Letzthalter grundsätzlich verpflichtet, den Verwertungsnachweis oder die Verbleibserklärung nachzureichen. Werden Verwertungsnachweis oder Verbleibserklärung vom Letzthalter nicht nachgereicht, hat nach § 27a StVZO die Zulassungsstelle die jeweils zuständige Ordnungsbehörde hierüber zu unterrichten. Nach § 69a Abs. 2 Nr. 12a StVZO kann die Ordnungsbehörde dann ein Ordnungswidrigkeitsverfahren gegen den Letzthalter einleiten. In der Praxis verzichten die Zulassungsbehörden jedoch aufgrund der großen Zahl von Fällen und des damit verbundenen erhöhten Verwaltungsaufwandes häufig darauf, den Verwertungsnachweis vom Letzthalter nachträglich einzufordern oder die zuständige Ordnungsbehörde hierüber zu unterrichten. Darüber hinaus sind nach Angaben der ARGE-Altauto die zuständigen Ordnungsbehörden teilweise noch überhaupt nicht benannt worden. Schließlich herrscht offenbar auch Unklarheit darüber, ob die Informationen über Vorlage oder Nichtvorlage von Verwertungsnachweisen an die für den jeweiligen Verwertungsbetrieb oder für den Letzthalter zuständigen Behörden weitergeleitet werden sollen (ARGE-Altauto, 2000, S. 51–52).

923. Die ursprünglich mit Einführung des Verwertungsnachweises angestrebte Lenkungswirkung bleibt somit aus. Darüber hinaus fehlen aufgrund des bestehenden Vollzugsdefizits die für das effektive Monitoring notwendigen Daten über den tatsächlichen Verbleib von abgemeldeten Fahrzeugen (SRU, 2000, Tz. 893). Insbesondere über die Anzahl der in Deutschland von anerkannten Verwertungsbetrieben entsorgten Altfahrzeuge existieren aus diesen Gründen derzeit lediglich grobe Schätzungen. So geht die ARGE-Altauto davon aus, dass gegenwärtig 1,1 bis 1,7 Millionen Altautos in Deutschland entsorgt werden. Bezogen auf die tatsächlichen Stilllegungen beträgt die Rücklaufquote somit gerade einmal 30 % bis 50 %. Erklärt wird der niedrige Verbleib in Deutschland vor allem mit der ausländischen Nachfrage nach Fahrzeugen, die in Deutschland zu den gebotenen Preisen weder als Gebrauchtfahrzeuge zur weiteren Nutzung noch als Altautos zur Verwertung einen entsprechenden Markt haben (KOPP, 2001, S. 10). Obwohl der hohe Exportanteil bei stillgelegten Fahrzeugen aufgrund der Unkenntnis über den weiteren Umgang mit den betreffenden Fahrzeugen grundsätzlich als problematisch angesehen wird, konnten bisher keine Maßnahmen getroffen werden.

924. Insgesamt ist festzustellen, dass die bisherige deutsche Regelung von teilweise erheblichen Schwächen geprägt ist. Bei der derzeit anstehenden Umsetzung der EG-Altfahrzeugrichtlinie vom Oktober 2000 sollten diese unbedingt behoben werden. Neben der Vagheit und dementsprechend unzureichenden Überprüfbarkeit der Verpflichtung der Hersteller zur recyclinggerechten Konstruktion ihrer Fahrzeuge betrifft dies insbesondere die fehlende Lenkungswirkung des – auch in der EG-Richtlinie vorgesehenen – Verwertungsnachweises.

4.2.3.2 EG-Altfahrzeugrichtlinie

925. Die Entwicklung einer europäischen Regelung zur umweltgerechten Entsorgung von Altautos verlief teilweise parallel zur deutschen Entwicklung. Ein erster offizieller Kommissionsentwurf für eine europäische Altfahrzeugrichtlinie wurde im Juli 1997 vorgelegt (KOM/97/0358 endg.; vgl. BROCKMANN et al., 2000, S. 1). Die wichtigsten Unterschiede dieses Entwurfs gegenüber der deutschen Kombination aus Selbstverpflichtung und flankierender Verordnung betrafen die Regelungen zur kostenlosen Rücknahme von Altautos sowie zur Verwendung von Schwermetallen bei der Herstellung von Automobilen. So sah der Entwurf die kostenlose Rücknahme und Verwertung aller im jeweiligen Mitgliedstaat zugelassenen Altautos ab dem Jahr 2003 vor. Sämtliche Kosten, die dem Letztbesitzer bei der ordnungsgemäßen Verwertung entstünden, sollten ihm vom Fahrzeughersteller erstattet werden. Darüber hinaus sollte sichergestellt werden, dass die Schwermetalle Blei, Quecksilber, Cadmium und sechswertiges Chrom aus nach dem Jahr 2003 zugelassenen Fahrzeugen nicht mehr in Schredder, Deponien oder Verbrennungsanlagen gelangen. In der Praxis kam diese Regelung einem weitgehenden Verbot der Verwendung der genannten Schwermetalle bei der Fahrzeugherstellung gleich.

Im Dezember 1998 hatte sich der Umweltministerrat auf der Grundlage dieses Kommissionsentwurfs informell weitgehend geeinigt und wollte diese Position auf seiner Sitzung am 11. und 12. März 1999 unter deutscher Präsidentschaft als Gemeinsamen Standpunkt verabschieden (BROCKMANN et al., 2000, S. 1–2; WURZEL, 2000, S. 30; FALKE, 1999, S. 316 f.). Kurz vor Beginn des Treffens gab die deutsche Regierung jedoch zu verstehen, dass sie der Altautorichtlinie nicht zustimmen würde. Grund hierfür war eine direkte Intervention der Automobilindustrie und insbesondere des Vorstandsvorsitzenden der Volkswagen AG und Präsidenten des Europäischen Automobilverbands (ACEA) Ferdinand Piëch beim deutschen Bundeskanzler mit dem Ziel, die Pflicht zur kostenfreien Rücknahme insbesondere des bereits vor Inkrafttreten der Richtlinie zugelassenen Kfz-Altbestandes ab dem Jahr 2003 zu verhindern. Bundeskanzler Schröder veranlasste daraufhin, dass die Verabschiedung der Altfahrzeugrichtlinie zunächst bis zum nächsten Umweltministerrat im Juni 1999 verzögert wurde. Auf dem Umweltministerrat im Juni 1999 gelang es Deutschland, Spanien und Großbritannien für eine qualifizierte Minderheit gegen die Altfahrzeugrichtlinie zu gewinnen und die Verabschiedung eines Gemeinsamen Standpunkts ein weiteres Mal zu verschieben (BROCKMANN et al., 2000, S. 2; WURZEL, 2000). Erst unter finnischer Präsidentschaft wurde am 29. Juli 1999 ein neuer Kompromiss nach Zustimmung einer qualifizierten Mehrheit der EU-Mitgliedsstaaten im schriftlichen Umlaufverfahren als Gemeinsamer Standpunkt verabschiedet (Amtsblatt C 317 v. 4. November 1999, S. 0019–0033; vgl. SRU, 2000, Tz. 76).

Der Gemeinsame Standpunkt enthielt insbesondere im Hinblick auf die kostenlose Rücknahme von Altautos wichtige Änderungen. Während er weiterhin eine kostenlose Rückgabe durch den Letzthalter vorsah, wurde die Übernahme aller Kosten durch den Hersteller teilweise eingeschränkt. Artikel 5 Abs. 4 lautete nunmehr: Die Mitgliedstaaten treffen die erforderlichen Maßnahmen, um sicherzustellen, dass die Hersteller alle Kosten *oder einen wesentlichen Teil der Kosten* der Durchführung dieser Maßnahme tragen (Hervorhebung SRU). Darüber hinaus sah der Text eine zeitliche Staffelung des Eintritts der Kostenregelung vor. So sollten Neufahrzeuge bereits ab dem 1. Januar 2001 kostenlos zurück genommen werden, alle vor diesem Datum zugelassenen Fahrzeuge jedoch erst ab dem 1. Januar 2006. Diese Regelung sollte vor allem die aus der Einbeziehung des Altbestandes erwachsenden finanziellen Belastungen der Hersteller begrenzen (BROCKMANN et al., 2000, S. 6). Nach Zustimmung des EU-Ministerrates und des Europäischen Parlaments trat am 21. Oktober 2000 die EG-Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge in Kraft. Sie muss von den Mitgliedstaaten innerhalb von 18 Monaten, d. h. bis spätestens 21. April 2002 in nationales Recht umgesetzt werden. Die Richtlinie sieht vor:

– die Verpflichtung zum Aufbau einer flächendeckenden Infrastruktur zur Altauto-Rücknahme und Verwertung,

– technische Mindestanforderungen für die umweltgerechte Behandlung und Entsorgung von Altfahrzeugen,

– die Möglichkeit der kostenlosen Rückgabe sämtlicher Altfahrzeuge ab dem Jahr 2007 (von Neufahrzeugen bereits ab dem Jahr 2002) durch den Letztbesitzer,

– die volle bzw. überwiegende Übernahme der Entsorgungskosten für die kostenlos zurückgegebenen Fahrzeuge durch den Hersteller oder Importeur,

– die Verwertung (einschließlich energetischer Verwertung) von insgesamt mindestens 85 % und das Recycling (ohne energetische Verwertung) von mindestens 80 % des durchschnittlichen Gewichts eines Altfahrzeugs bis zum Jahr 2006,

– die Steigerung dieser Verwertungsziele auf 95 % (Verwertung) bzw. 85 % (Recycling) bis zum Jahr 2015 und

– den grundsätzlichen Verzicht auf die Verwendung der Schwermetalle Cadmium, Quecksilber, Blei und sechswertiges Chrom bei der Herstellung von Fahrzeugen und Bauteilen ab dem Jahr 2003.

926. Handlungsspielräume bei der Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht bestehen insbesondere hinsichtlich der Anlastung der Entsorgungskosten beim Hersteller. Die Formulierung in Artikel 5 Abs. 4 Satz 2 der EG-Altfahrzeugrichtlinie stellt es den Mitgliedstaaten frei, den Herstellern alle Kosten oder einen wesentlichen Teil der Kosten der Altfahrzeugverwertung anzulasten. Da gleichzeitig Satz 1 die kostenlose Rückgabe für den Letzteigentümer vorsieht, sind neben der vollständigen Anlastung der Entsorgungskosten beim Hersteller oder Importeur vor allem solche Finanzierungsmodelle denkbar, bei denen die Erstkäufer eines Fahrzeugs einen vorab festgesetzten Entsorgungsbeitrag in einen Fonds einzahlen, oder bei denen jährliche Teilbeiträge etwa über die Kfz-Steuer oder die Haftpflichtversicherung eingezogen werden (zu einer ausführlichen Darstellung verschiedener Finanzierungsmodelle s. BROCKMANN et al., 2000).

927. Abgesehen von der erweiterten Kostenregelung unterscheidet sich die Richtlinie vom noch geltenden deutschen Regelungsansatz insbesondere durch das Verwendungsverbot für Schwermetalle. Ausnahmen von diesem Verwendungsverbot werden in Anhang II der Richtlinie aufgeführt. Dabei unterscheidet die Richtlinie zwischen generellen Ausnahmen, Ausnahmen bis zu einer noch festzulegenden Höchstkonzentration und Ausnahmen bei gleichzeitiger Kennzeichnungs- und Demontagepflicht (Artikel 4 Abs. 2 und Anhang II EG-Altfahrzeugrichtlinie; vgl. LOHSE et al., 2001). In regelmäßigen Abständen sollen die im Anhang aufgeführten Ausnahmen von der Kommission überprüft werden, um dem wissenschaftlichen und technischen Fortschritt Rechnung zu tragen. Eine erste Änderung des Anhangs sollte spätestens zum 21. Oktober 2001 vorgenommen werden (Artikel 4 Abs. 2 Buchst. c EG-Altfahrzeugrichtlinie). Im Zuge dieser Überarbeitung des Richtlinien-Anhangs sollte der Einsatz von Blei in Autobatterien, Auswuchtgewichten, Aluminiumlegierungen für Felgen, Motorteilen und Fensterhebern, die Verwendung von elektrischen Bauteilen, die Blei gebunden in einer Glas- oder Keramik-Matrix enthalten sowie die Verwendung von Cadmium in Batterien für Elektrofahrzeuge geprüft werden. Im Dezember 2001 hat die Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission einen ersten, noch nicht mit allen anderen Generaldirektionen abgestimmten Entwurf für die Überarbeitung des Richtlinien-Anhangs vorgelegt (ENDS Environment Daily v. 11. Dezember 2001). Dieser Entwurf basiert weitgehend auf einer von der Europäischen Kommission in Auftrag gegebenen Studie, in der die in Anhang II enthaltenen Ausnahmen sowie eine Reihe weiterer von der Automobilindustrie als notwendig erachteter Schwermetallanwendungen detailliert geprüft wurden (LOHSE et al., 2001). Der Entwurf schlägt unter anderem vor, den zulässigen Bleigehalt von Aluminiumlegierungen in Felgen, Motorteilen und Fensterhebern von derzeit 4 % auf 2 % zum 1. Juli 2005 und 1 % zum 1. Juli 2008 zu senken. Die Verwendung von Blei in Auswuchtgewichten soll nur noch bis zum 1. Juli 2005 zulässig sein. Darüber hinaus sollen Auswuchtgewichte zukünftig vor Anlieferung des Fahrzeugs bei einem Schredderbetrieb ausgebaut werden. Elektrische Bauteile, die Blei gebunden in einer Glas- oder Keramik-Matrix enthalten, sollen auf Vorschlag der Generaldirektion Umwelt neu in den Richtlinien-Anhang aufgenommen werden. Liegt die gesamte Bleimenge in diesen elektrischen Bauteilen allerdings über 60 Gramm, so muss das Altauto künftig separat zerlegt und das Blei vor Anlieferung bei einem Schredderbetrieb entfernt werden. Schließlich sieht der Vorschlag vor, dass bleihaltige Autobatterien weiterhin zulässig sind, während die Verwendung von Nickel-Cadmium-Batterien in Elektrofahrzeugen wie geplant zum 1. Juli 2003 verboten werden soll (Europäische Kommission, 2001).

928. Trotz seiner negativen Umweltwirkungen ist PVC bisher von den im Rahmen der EG-Altfahrzeugrichtlinie diskutierten Materialbeschränkungen ausgenommen. In ihrem Vorschlag für eine Richtlinie über Altfahrzeuge von 1997 hat sich die Kommission stattdessen dazu verpflichtet, die Umweltaspekte im Zusammenhang mit dem Vorhandensein von PVC in Abfallströmen zu untersuchen und – sofern notwendig – Vorschläge zur Lösung dieser Probleme aufzuzeigen. Das im Juli 2000 veröffentlichte Grünbuch zur Umweltproblematik von PVC (Europäische Kommission, 2000) äußert sich entsprechend kritisch hinsichtlich der Verwertungspotenziale und Beseitigungsrisiken von PVC, enthält jedoch keine konkreten Vorschläge für eine Reduzierung der Verwendung von PVC in der Automobilproduktion. Anstelle eines Weißbuchs plant die Europäische Kommission nun lediglich eine Mitteilung, in der eine freiwillige Vereinbarung mit der Industrie über mögliche Einschränkungen der Verwendung von PVC vorgeschlagen werden soll.

929. Anders als die freiwillige Selbstverpflichtung der deutschen Automobilindustrie sieht die EG-Altfahrzeugrichtlinie den Anstieg des Verwertungsanteils von Altautos auf mindestens 85 % jetzt nur noch für das Jahr 2006 (statt 2002) vor. Eine mindestens 95-prozentige Verwertung soll, wie auch nach der deutschen Regelung, spätestens im Jahr 2015 erreicht werden. Allerdings schränkt die europäische Regelung im Gegensatz zur deutschen Selbstverpflichtung die Möglichkeiten der energetischen

Verwertung deutlich ein, indem sie vorschreibt, dass bis zum Jahr 2006 mindestens 80 % des durchschnittlichen Altfahrzeuggewichts wiederverwendet oder einer stofflichen Verwertung zugeführt werden müssen. Bis 2015 soll der Anteil der nicht-energetischen Verwertung sogar auf 85 % gesteigert werden.

930. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die unerwartete Intervention der Bundesregierung im Frühjahr 1999 gegen den bereits konsensfähigen Entwurf einer EG-Altfahrzeugrichtlinie nicht nur zu einer zeitlichen Verzögerung geführt hat, sondern dass dadurch auch die Chance einer europaweit einheitlichen und weit reichenden Umsetzung des Prinzips der Produktverantwortung in einem wichtigen Bereich der Abfallpolitik verpasst wurde. Bei der Umsetzung der jetzigen Richtlinie ist zu erwarten, dass unterschiedliche Finanzierungsmodelle in den Mitgliedstaaten entwickelt werden. Dies könnte zu Wettbewerbsverzerrungen innerhalb der EU führen. Darüber hinaus könnte auch der deutsche Kabinettsentwurf eines Altfahrzeuggesetzes vom Dezember 2001, der eine vollständige Anlastung der Entsorgungskosten bei den Herstellern anstrebt (Tz. 932), im weiteren Gesetzgebungsverfahren unter zusätzlichen Rechtfertigungsdruck geraten.

Im Hinblick auf die Verwendung von Schwermetallen bei der Fahrzeugherstellung sollte im Zuge der derzeitigen Revision des Anhangs II eine möglichst weitgehende Elimination von Schwermetallen aus dem Schredderabfall angestrebt werden. Darüber hinaus sollten konkretere Vorschläge für die Verringerung der Verwendung von PVC in der Automobilproduktion entwickelt werden.

4.2.3.3 Deutscher Entwurf eines Altfahrzeuggesetzes

931. Zur Umsetzung der EG-Altfahrzeugrichtlinie in nationales Recht hat das Bundesumweltministerium am 7. August 2001 einen ersten Entwurf für ein Altfahrzeuggesetz vorgestellt, der am 5. Dezember 2001 mit einigen Änderungen vom Bundeskabinett verabschiedet wurde. Kern des Entwurfs ist Artikel 3 zur Änderung der bestehenden Altautoverordnung. Artikel 1 und 2 des Gesetzentwurfs betreffen Änderungen des Handels- und Steuerrechts, die es den Herstellern erlauben, Rückstellungen für die zukünftige kostenlose Rücknahme des Altfahrzeugbestandes zu bilden. Schließlich enthält der Entwurf Änderungen der Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung (Artikel 4) und der Gebührenordnung für Maßnahmen im Straßenverkehr (Artikel 5) zur Vereinfachung des Nachweisverfahrens bei stillgelegten Altfahrzeugen. Die geplante neue Altfahrzeugverordnung tritt an die Stelle der bisherigen Kombination aus freiwilliger Selbstverpflichtung und Altautoverordnung.

932. Die wichtigste Änderung gegenüber der bisherigen Regelung betrifft die in § 3 der neuen Altfahrzeugverordnung geregelten Rücknahmepflichten der Fahrzeughersteller. Demnach werden Hersteller und Importeure den europäischen Vorgaben entsprechend verpflichtet, sämtliche Altfahrzeuge ihrer Marke ab dem 1. Januar 2007 vom Letztbesitzer kostenlos zurückzunehmen; Neufahrzeuge, die nach dem 1. Juli 2002 zugelassen wurden, müssen bereits ab diesem Zeitpunkt zurückgenommen werden. Während die EG-Altfahrzeugrichtlinie allerdings eine Beteiligung der Fahrzeugkäufer oder -halter an den Kosten der Altfahrzeugverwertung – etwa im Rahmen von Fondsmodellen – erlaubt, werden im deutschen Verordnungsentwurf die gesamten Kosten für die umweltgerechte Verwertung dem Hersteller angelastet. Damit hat sich die Bundesregierung bewusst für eine weit reichende Umsetzung des Prinzips der Produktverantwortung entschieden.

Interessanterweise entspricht der Kabinettsentwurf damit in diesem zentralen Punkt dem von der Bundesregierung auf Druck der Automobilindustrie im Frühjahr 1999 verhinderten Entwurf der EG-Altfahrzeugrichtlinie (Tz. 925). Es überrascht daher nicht, dass die deutsche Automobilindustrie bereits Kritik an dieser vollständigen Anlastung der Entsorgungskosten beim Hersteller geäußert und sich für eine Beteiligung der Fahrzeughalter ausgesprochen hat. Nach den Vorstellungen der Automobilindustrie soll beim Kauf eines Neuwagens ein Pauschalbetrag von 100 Euro vom Käufer entrichtet und in einen Verschrottungsfonds eingezahlt werden (LUCAS, 2001, S. 18–19; VDA, 2001). Detaillierte Modellrechnungen des Bundesumweltministeriums zeigen allerdings, dass zukünftig von einem durchschnittlichen Mehraufwand von höchstens 100 Euro pro verkauftem Neufahrzeug auszugehen ist, um die umweltgerechte Entsorgung der Altfahrzeuge zu garantieren (BMU, 2001, S. 6; KOPP, 2001). Die von der Automobilindustrie vorgeschlagene Käuferbeteiligung würde daher die gesamten Entsorgungskosten abdecken und somit dem Wortlaut von Artikel 5 Abs. 4 der EG-Richtlinie zuwiderlaufen, wonach die Hersteller zumindest einen wesentlichen Teil der Kosten tragen müssen. Darüber hinaus sprechen auch ökologische Gründe für eine vollständige Anlastung der Entsorgungskosten bei den Herstellern. So ist davon auszugehen, dass hierdurch ein finanzieller Anreiz für Hersteller geschaffen wird, die Fahrzeuge ihrer Marke möglichst recyclinggerecht zu konstruieren und dadurch die durchschnittlichen Entsorgungskosten zu senken (SRU, 2000, Tz. 890). Der Umweltrat unterstützt daher nachdrücklich die im Kabinettsentwurf einer Altfahrzeugverordnung angelegte Rücknahmeregelung und warnt vor einer Aufweichung der Herstellerverantwortung im Zuge des weiteren Gesetzgebungsverfahrens.

933. Im Gegensatz zur Rücknahmeregelung und dem weitgehenden Verwendungsverbot von Schwermetallen bei der Fahrzeugherstellung (Tz. 925) entsprechen die weiteren Regelungen der EG-Altfahrzeugrichtlinie großenteils den seit 1998 in Deutschland geltenden Bestimmungen der freiwilligen Selbstverpflichtung und der flankierenden Verordnung. Hinsichtlich der Verwertungsziele ist vor allem auf die Verschiebung des Zeitplans zur Erreichung des ersten Teilziels einer 85-prozentigen Verwertung von Altfahrzeugen vom Jahr 2002 auf das Jahr 2006 hinzuweisen. Die Vorgaben der EG-Richtlinie würden auch ein Festhalten an dem ursprünglichen Zieljahr 2002 erlauben. Durch die Differenzierung der Verwertungsquoten in Verwertung und (die energetische Verwer-

tung ausschließendes) Recycling wird ein zusätzlicher Anreiz für die stoffliche Verwertung gesetzt. De facto waren die Möglichkeiten für eine kostengünstige energetische Verwertung von Schredderabfällen in Industrieanlagen aufgrund der hohen Schadstoffbelastung der Abfälle und der daraus resultierenden Notwendigkeit einer teuren Schadstoffentfrachtung allerdings auch unter der alten Rechtslage begrenzt. In Müllverbrennungsanlagen ist die energetische Verwertung grundsätzlich möglich; allerdings ist anzunehmen, dass die Preise hierfür in den nächsten Jahren deutlich steigen werden. Die in Anhang I des Entwurfs aufgeführten technischen Anforderungen an Annahmestellen, Verwertungsbetriebe und Schredderanlagen entsprechen weitgehend denen der noch geltenden Verordnung.

934. Über die Umsetzung der in der EG-Altfahrzeugrichtlinie angelegten Rücknahmeverpflichtungen hinaus will die Bundesregierung die Novellierung der Altautoverordnung auch zum Abbau der oben dargestellten Vollzugsprobleme der noch geltenden Verordnung nutzen (RUMMLER, 2001, S. 311). Dies betrifft die Verschärfung der Zulassungs- bzw. Akkreditierungsanforderungen für Sachverständige (§ 6 Entwurf AltfahrzeugV) und die Ausweitung der Mitteilungspflichten für Annahmestellen, Verwertungsbetriebe und Schredderanlagen (§ 7 Entwurf AltfahrzeugV). Der Umweltrat begrüßt diese Änderungen, die weitgehend den bereits im Umweltgutachten 2000 aufgestellten Empfehlungen entsprechen (SRU, 2000, Tz. 894).

935. Unsachgerecht ist dagegen der Umgang mit dem erheblichen Vollzugsdefizit bei der behördlichen Kontrolle von Verwertungsnachweisen und Verbleibserklärungen (Tz. 922). Statt die offensichtlichen Regelungslücken zu schließen, senkt der Entwurf des Altfahrzeuggesetzes die Anforderungen in Bezug auf die Kontrolle des Verbleibs und der umweltgerechten Verwertung von Altfahrzeugen in bestimmten Hinsichten noch weiter ab. So sieht Artikel 4 des Kabinettsentwurfs eine Änderung des § 27 a StVZO vor, nach der zwar weiterhin die Vorlage von Verwertungsnachweisen bzw. – nunmehr formlosen – Erklärungen zum Verbleib gefordert wird; weder diese noch eine Mitteilung im Fall der Nichtvorlage müssen aber künftig an die zuständige Ordnungsbehörde weitergeleitet werden.

Zwar wird durch diese Änderung – wie vom Bundesumweltministerium betont wird (BMU, 2001, S. 38) – der Verwaltungsaufwand reduziert. Es ist jedoch nicht ersichtlich, wie hiermit eine Verbesserung des Vollzugs und die Schaffung einer verlässlicheren Datenbasis für das zukünftige Monitoring erreicht werden können. Der Umweltrat empfiehlt daher, § 27a StVZO dahin gehend zu ändern, dass die Vorlage eines Verwertungsnachweises oder – in Fällen, in denen ein Fahrzeug abgemeldet aber nicht entsorgt werden soll – einer schriftlichen Erklärung über den Verbleib des Fahrzeugs ausdrücklich zur Wirksamkeitsvoraussetzung der Abmeldung gemacht wird. Eine analoge Lösung muss für die Fälle des automatischen Übergangs von der vorläufigen zur endgültigen Stilllegung gefunden werden. Gleichzeitig sollte die Fahrzeugregister-Verordnung dahin gehend ergänzt werden, dass Daten über den Grund von Kfz-Abmeldungen beim Kraftfahrt-Bundesamt zentral gespeichert werden. Ein entsprechender Formulierungsvorschlag wurde bereits von der Niedersächsischen Landesregierung vorgelegt (Kommission der Niedersächsischen Landesregierung Umweltmanagement und Kreislaufwirtschaft, 2001).

Das Problem der fehlenden Nachvollziehbarkeit des Verbleibs vieler Kraftfahrzeuge dürfte sich im Übrigen nach Inkrafttreten der geplanten Altfahrzeugverordnung zumindest teilweise entschärfen, sobald die vorgesehene Möglichkeit der kostenlosen Rückgabe von Altfahrzeugen einsetzt. Voraussetzung dafür ist allerdings, dass es tatsächlich bei der bislang vorgesehenen vollen Kostenfreiheit für den Letztbesitzer bleibt (Tz. 932).

936. Grundsätzlich zu begrüßen ist die in der EG-Altfahrzeugrichtlinie und insbesondere im Entwurf der Bundesregierung für ein Altfahrzeuggesetz angelegte Ausweitung der Produzentenverantwortung bei der Altfahrzeugentsorgung. Die Anlastung der gesamten Entsorgungskosten beim Hersteller kann wichtige Anreize für eine recyclingoptimierte Entwicklung und Konstruktion von Neuwagen setzen. Die Produzentenverantwortung sollte daher im weiteren Gesetzgebungsverfahren nicht aufgeweicht werden. Durch eine konsequente Umsetzung dieser Verantwortung bei der Altautoentsorgung könnte auch der umweltpolitische Imageverlust, den die Bundesregierung im Frühjahr 1999 durch ihren plötzlichen Widerstand gegen die EG-Altfahrzeugrichtlinie erlitten hat (Tz. 925), zumindest teilweise wieder wettgemacht werden.

937. Darüber hinaus empfiehlt der Umweltrat der Bundesregierung, das Ziel einer 85-prozentigen Verwertung von Altfahrzeugen bereits vor dem Jahr 2006 anzustreben. Nach der derzeit noch geltenden freiwilligen Selbstverpflichtung und der Altautoverordnung sollte dieses Ziel schon im Jahr 2002 erreicht werden. Dass dies realistisch ist, zeigt der erste Monitoringbericht der ARGE-Altauto, wonach bereits im Jahr 2000 ein Verwertungsanteil von 78 % bis 82 % erreicht worden ist (ARGE-Altauto, 2000, S. 4; Tz. 920). Angesichts der bereits erfolgten Verwertungsanstrengungen wäre es ein falsches Signal, nun das Zieljahr für das erste quantitative Teilziel um vier Jahre nach hinten zu verschieben.

Der in der EG-Altfahrzeugrichtlinie beschrittene Weg einer Differenzierung der Verwertungsquoten nach verschiedenen Verwertungsverfahren (stofflich und energetisch) ist insbesondere im Hinblick auf die Sicherung einer ökologisch möglichst hochwertigen Verwertung begrüßenswert. Allerdings sieht der Umweltrat hier noch Spielraum für weitere Verbesserungen auf der nationalen Ebene. So könnten die in der EG-Altfahrzeugrichtlinie enthaltenen rein quantitativen Quoten für die stoffliche und energetische Verwertung durch die Festlegung spezifischer, für konkrete Stoffströme zugelassener Verfahren, die einen möglichst hohen Verwertungsanteil ebenso wie die Hochwertigkeit und Schadlosigkeit der Verwertung garantieren, ergänzt werden (LOHSE und SANDER, 2000, S. 9).

938. Schließlich sollte von deutscher Seite aktiv an der regelmäßigen Überarbeitung der Ausnahmen von dem Verwendungsverbot für Schwermetalle mitgewirkt und auf eine Streichung oder Befristung nicht unbedingt erforderlicher Ausnahmen hingearbeitet werden. Darüber hinaus sollte die Bundesregierung sich für die nachträgliche Aufnahme von PVC in die Stoffverbotsregelung der EG-Altfahrzeugrichtlinie einsetzen, da die auf EU-Ebene angestrebte horizontale PVC-Strategie derzeit nur langsam vorankommt.

4.2.4 Entsorgung und Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten

939. Im Zuge des wachsenden Verbrauchs von Elektro- und Elektronikaltgeräten im privaten und gewerblich-industriellen Bereich wird die Entsorgung der entsprechenden Altgeräte zunehmend problematisch. Die Geräte, um die es dabei geht, werden üblicherweise unterteilt in Geräte der Informations-, Kommunikations- und Datenverarbeitungstechnik und der Unterhaltungselektronik (braune Ware) sowie Haushalts(groß)geräte (weiße Ware) (SRU, 2000, Tz. 906). Der Bestand an derartigen Geräten in deutschen Haushalten wird auf ca. 900 Mio. geschätzt, mit z. B. ca. 40 Mio. Farbfernsehgeräten (BMU, 2001a). Anhand von Daten zu Produktion, Export und Import sowie von Annahmen über durchschnittliches Gewicht und Lebensalter der Produkte lässt sich das Aufkommenspotenzial an Elektro- und Elektronikaltgeräten ermitteln. Dieses lag für das Jahr 2000 in Deutschland bei rund 2,1 Mio. Mg (UBA, 2000, S. 69). Dabei wurden neben häuslichen auch gewerbliche Altgeräte berücksichtigt. Dies entspricht ca. 4,6 % des deutschen Hausmüllaufkommens (vgl. Tz. 998 f.). Aufgrund immer kürzerer Innovationszyklen bei elektrischen und elektronischen Neugeräten ist zukünftig mit einem weiter steigenden Aufkommen an Altgeräten zu rechnen.

940. Bisher werden Elektro- und Elektronikaltgeräte nur zum Teil umweltgerecht entsorgt, zumal in Deutschland entsprechende rechtliche Vorgaben nach wie vor fehlen. Bislang existieren nur Leitlinien und Regelungen ohne unmittelbare Rechtsverbindlichkeit (Richtlinie der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall „Technische Anforderungen zur Entsorgung von Elektro-Altgeräten sowie zur Errichtung und zum Betrieb von Anlagen zur Entsorgung von Elektro-Altgeräten“, LAGA, 2000, und VDI Richtlinie 2343 „Recycling elektrischer und elektronischer Geräte“, UB Media, 2001).

Verlässliche Daten zur getrennten Erfassung und umweltgerechten Entsorgung in Deutschland existieren nicht. Ein Großteil der Elektro- und Elektronikaltgeräte wird in nicht adäquater Weise entsorgt, beispielsweise über den Hausmüll. Aus Sicht des Umweltschutzes stellen die in den Geräten enthaltenen Schadstoffe, die bei deren Entsorgung über Deponien und die Abfallverbrennung in die Umwelt gelangen können, das größte Problem dar (SRU, 2000, Tz. 907; SRU, 1998, Tz. 539). In Verbindung mit der zunehmenden mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung sind in Deutschland verbesserte Sortierleistungen zu erwarten. Dabei werden Elektro- und Elektronikaltgeräte separiert.

941. In früheren Gutachten hat der Umweltrat den Stand der Regelungsbestrebungen zur umweltgerechten Entsorgung von Elektroaltgeräten in Deutschland dargestellt und kommentiert (SRU, 2000, Tz. 908; SRU, 1998, Tz. 531 ff.). Während der Neunzigerjahre gab es in Deutschland wiederholt Bemühungen um eine Regelung im Konsens mit den betroffenen Industrien. Es war vorgesehen, eine freiwillige Vereinbarung durch eine Verordnung zu flankieren (zum 1999 beschlossenen Verordnungsentwurf KLOEPFER, 2001). Dieser Weg erwies sich als schwerfällig und wurde mittlerweile durch die europäischen Entwicklungen überholt.

Die im Juni 2000 vorgelegten Entwürfe der Europäischen Kommission zu Rücknahmeverpflichtungen für Elektro- und Elektronikaltgeräte (Waste from Electrical and Electronic Equipment – WEEE, Europäische Kommission, 2000a) und zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in elektrischen und elektronischen Geräten (Restriction of the Use of Certain Hazardous Substances in Electrical and Electronic Equipment, englische Abkürzung RoHS, Europäische Kommission, 2000b) bestimmen gegenwärtig die Diskussion. Die Erarbeitung eines dritten Vorschlags zum umweltgerechten Design von Elektro- und Elektronikaltgeräten (EEE – Vorschlag) wurde innerhalb der Kommission vereinbart. Referentenentwürfe sind bereits zur Diskussion gestellt worden; ein offizieller Vorschlag ist aber nicht vor Ende 2002 zu erwarten (s. auch Abschn. 3.1.5.1.2).

942. Die beiden Richtlinienvorschläge zu Elektro- und Elektronikaltgeräten und zur Beschränkung der Verwendung bestimmter Stoffe in elektrischen und elektronischen Geräten befanden sich bei Redaktionsschluss dieses Gutachtens in der 2. Lesung. Auch wenn Umweltministerrat und Europäisches Parlament gleichermaßen die Vorschläge im Wesentlichen unterstützt und zum Teil weiter verbessert haben, bestehen zwischen diesen beiden EU-Organen doch einige Positionsunterschiede, die voraussichtlich zu einem Vermittlungsverfahren führen werden. Dabei hat das Europäische Parlament in den meisten Punkten deutlich weiterreichende Vorstellungen als der Rat. Eine Verabschiedung der Richtlinie ist nicht vor Ende 2002 zu erwarten.

Wesentliche Inhalte der beiden Richtlinienvorschläge betreffen (BMU, 2001b):

- die getrennte Sammlung, Behandlung und Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten sowie die Festlegung von Sammelzielen und Verwertungsquoten,
- die kostenlose Rückgabemöglichkeit für Geräte aus privaten Haushalten,
- die Finanzierung bei kollektiven oder individuellen Systemen der Sammlung, Behandlung, Verwertung und umweltgerechten Beseitigung durch die Hersteller und
- das Verbot der Verwendung bestimmter Schwermetalle und bromhaltiger Flammschutzmittel in elektrischen und elektronischen Geräten.

Zu den kontrovers diskutierten Fragen gehören insbesondere die konkrete Ausgestaltung der Produzentenverantwortung für zukünftige und „historische“ Elektro- und Elektronikaltgeräte, die Übergangsfristen, das Anspruchsniveau der Einsammel- und Verwertungsziele sowie die Anwendungsbereiche der Stoffverbote.

Zur Produzentenhaftung

943. Artikel 7.2 des Richtlinienvorschlags der Europäischen Kommission zu Elektro- und Elektronikaltgeräten eröffnet den Mitgliedstaaten die Wahlfreiheit zwischen individuellen und kollektiven Systemen zur Finanzierung der Entsorgung „neuer“ Elektro- und Elektronikaltgeräte aus privaten Haushalten. Für historische Geräte, d. h. für diejenigen, die vor Inkrafttreten der Richtlinie hergestellt wurden, soll hingegen eine kollektive Finanzierungsverantwortung vorgeschrieben werden. Der Umweltministerrat hat sich in seinem Gemeinsamen Standpunkt vom 7. Juni 2001 diesem Vorschlag weitgehend angeschlossen (Council of the European Union, 2001). Demgegenüber zieht das Europäische Parlament eine individuelle Verantwortung der Produzenten vor, sofern dies praktikabel und nicht zu teuer ist (Veränderungsvorschlag 93; European Parliament, 2001). Das Europäische Parlament verzichtet dabei bewusst auf die missverständliche Verwendung des Begriffes „System“ für die Finanzierungsverantwortung. Der Systembegriff wird ausschließlich in Bezug auf die Verwertungsstrukturen verwandt. Dieser Klarstellung hat sich die Europäische Kommission in ihrer Stellungnahme vom Juni 2001 angeschlossen (Europäische Kommission, 2001).

Das Parlament hat in seiner ersten Lesung klargestellt, dass es unter einer individuellen Verantwortung die Verantwortung jedes einzelnen Produzenten für die Übernahme der Rücknahme- und Verwertungskosten seiner eigenen Produkte versteht. Damit werden gemeinsame Rücknahmestrukturen nicht ausgeschlossen.

Der Rat hingegen verwendet den Begriff des Systems sowohl im Zusammenhang mit den Verwertungs- und Rücknahmestrukturen als auch mit der Finanzierungsverantwortung. Was er allerdings präzise unter „kollektiven“ Systemen versteht, wird nicht eindeutig definiert. Die Interpretationen reichen von freiwilligen Kooperationslösungen bis hin zur Kostenverteilung ausschließlich nach dem Marktanteil der Produzenten. Nicht auszuschließen ist auch, dass einzelne Länder hierunter eine Zwangsmitgliedschaft in einem Rücknahmepool verstehen. Diese Unklarheiten werden voraussichtlich zu einer unterschiedlichen Umsetzung der Produzentenverantwortung in den Mitgliedstaaten führen, sofern sie nicht im weiteren Verfahren noch ausgeräumt werden können.

944. Aus der Sicht des Umweltrates ist eine im Ansatz individuelle Rücknahmeverantwortung und damit auch eine im Ansatz individuelle Finanzierungsverantwortung vorzugswürdig. Individuelle Rücknahme- und Finanzierungsverantwortung schließen nicht aus, dass die Verantwortlichen sich zu kollektiver Erfüllung dieser Verantwortlichkeiten zusammenschließen. Dies wird normalerweise der Fall sein. Entscheidend ist aber, dass der Zusammenschluss auf freiwilliger Basis erfolgt und die Rahmenbedingungen so gestaltet sind, dass ein Wettbewerb zwischen konkurrierenden Systemen möglich ist. Anders als bei Zwangssystemen oder durch Marktzutrittsbarrieren ermöglichten Monopolen haben die Beteiligten bei Systemen, die auf Freiwilligkeit beruhen und unter Wettbewerbsbedingungen agieren, die Möglichkeit, nicht verursachergerechte Kostenanlastungen und andere Ineffizienzen durch Systemwechsel zu sanktionieren. Dies ist der wirksamste Weg, um Effizienz und insbesondere eine verursachergerechte Zuordnung der Verwertungskosten sicherzustellen. Auf eine solche Kostenzuordnung kommt es entscheidend an, weil nur von ihr die notwendigen Anreize für verwertungskostensenkende Produktinnovationen ausgehen.

945. Hinsichtlich des großen Bestandes an historischen Elektro- und Elektronikaltgeräten besteht zwar ein Bedarf, die Rücknahmekosten nach dem Verursacherprinzip auf die Marktteilnehmer zu verlagern; die Innovationswirkung individueller Systeme auf das Produktdesign muss jedoch bei bereits verkauften Geräten versagen. Daher ist für historische Elektro- und Elektronikaltgeräten eher auch eine kollektive Finanzierungsverantwortung akzeptabel.

Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, sich in den weiteren Verhandlungen für Klarstellungen einzusetzen, die gewährleisten, dass keine monopolartigen Verwertungsstrukturen entstehen, sondern wettbewerbliche Lösungen gewährleistet sind.

Zu den Übergangsfristen

946. Die Europäische Kommission sah in ihrem Vorschlag eine fünfjährige Übergangsfrist vor, bis die Produzentenverantwortung für neue Geräte greift. Der Umweltministerrat und das Europäische Parlament halbierten diese Frist in der ersten Lesung. Deutschland bestand unter dem Druck des Wirtschaftsministeriums und anderer Ressorts einige Zeit auf einer eher längeren Übergangszeit, folgte dann aber der Mehrheitsmeinung im Rat. Eine längere Übergangszeit konnte im Zusammenspiel mit anderen Ländern allerdings für kleine und mittlere Betriebe durchgesetzt werden (Artikel 2.4 des Gemeinsamen Standpunktes). Auch das Europäische Parlament setzte sich, im Widerspruch zu seiner oben beschriebenen Grundsatzposition für eine individuelle Produzentenverantwortung, dafür ein, dass generell während eines Übergangszeitraums von maximal zehn Jahren bestehende kollektive Systeme beibehalten werden können und den Produzenten die Möglichkeit einer expliziten Ausweisung der Rücknahmekosten im Produktpreis zugestanden wird (Veränderungsvorschlag 46).

947. In dieser Weise großzügig ausgestaltete Übergangsregelungen würden den Anwendungsbereich der individuellen Produzentenverantwortung erheblich verengen bzw. eine erhebliche Verzögerung beinhalten. Angesichts der Tatsache, dass während einer nun schon über ein Jahrzehnt dauernden Debatte über die Einführung einer Produzentenverantwortung für die Elektro- und Elektronikbranche alle Beteiligten die Möglichkeit hatten, sich auf eine kommende Rücknahmepflicht in konstruktiver Weise einzustellen, war und ist aus der Sicht des Umweltrates ein Eintreten für möglichst lange Übergangsfristen nicht sachgerecht.

Anforderungen an die Rücknahmesysteme

948. Der Kommissionsvorschlag sah ein nicht rechtsverbindliches Einsammelziel von 4 kg Elektro- und Elektronikaltgeräten pro Einwohner für das Jahr 2005 und die Verpflichtung der Mitgliedstaaten vor, für die Bereitstellung einer Rücknahmeinfrastruktur zu sorgen. Gewährleistet sein

sollte zumindest eine kostenlose Rücknahme von Altgeräten durch die Händler beim Kauf von Neugeräten. Im Übrigen war der Kommissionsvorschlag in Bezug auf die einzurichtenden Systeme nicht sehr anspruchsvoll. Gefordert wurde lediglich eine Erreichbarkeit entsprechender Sammelstellen, wobei allerdings die Bevölkerungsdichte zu berücksichtigen sei. Der Rat hat sich dem weitgehend angeschlossen. Das Europäische Parlament fordert hingegen ein verbindliches Ziel von 6 kg pro Einwohner und ein generelles Verbot der Deponierung von nicht vorbehandeltem Elektroschrott. Nach vorliegenden Schätzungen (AEA Technology, 1997) entfielen Mitte der Neunzigerjahre 20 kg Elektroschrott jährlich auf jeden EU-Bürger, davon 12 kg aus dem Bereich privater Haushalte. Mit der Festsetzung des von Europäischer Kommission und Rat vorgeschlagenen Ziels würden zwei Drittel des Elektroschrotts vorerst aus der Produzentenverantwortung entlassen. Allerdings zeigen Untersuchungen zum derzeitigen Einsammeln von Elektro- und Elektronikaltgeräten, dass bereits ein 4 kg-Ziel erhebliche Anstrengungen erfordert. In den Neunzigerjahren wurden in verschiedenen Pilotprojekten in Europa zwischen 1 und 10 kg je Einwohner und Jahr erreicht, in Deutschland zwischen 1,8 und 4 kg (LOHSE et al., 1998). Wichtig ist daher zunächst, die Anforderungen an die Qualität der Sammelsysteme weiter dahin gehend zu präzisieren, dass die nötigen Vorgaben für verbraucherfreundliche Hol- oder Bringsysteme gemacht werden. Wichtige Erfolgsfaktoren für ein ertragreiches Rücknahmesystem sind insbesondere eine gute Öffentlichkeitsarbeit, die Erreichbarkeit der Sammelstellen, attraktive Öffnungszeiten und niedrige Kosten für die Verbraucher (LOHSE et al., 1998). Da all dies nicht auf der Ebene einer Richtlinie europaweit definiert werden kann und muss, empfiehlt der Umweltrat die Erarbeitung von Leitfäden für den Aufbau erfolgreicher Rücknahmesysteme auf der Basis vorbildlicher Praxiserfahrungen.

949. Zusätzliche Anreize zur Rückgabe insbesondere von Kleingeräten, wie z. B. ein Pfand, wurden von den europäischen Institutionen verworfen, sollten jedoch bei der Umsetzung auf nationaler Ebene weiter erwogen werden. Für ein generelles Deponierungsverbot wird der europaweite Vollzug schwer sicherzustellen sein. Zudem wird es kaum zu einer hochwertigen Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten beitragen können.

Zu den Verwertungszielen

950. Hinsichtlich der Verwertungsziele hat sich das Europäische Parlament an früheren Referentenentwürfen der Europäischen Kommission orientiert, die überwiegend um zehn Prozentpunkte höhere Quoten der stofflichen Verwertung vorsahen.

Tabelle 4.2-12

Ziele für Mehrweg und stoffliche Verwertung für Elektro- und Elektronikaltgeräte

Geräte	Mehrweg- und Recyclingziel			Verwertungsziel		
(Aufzählung nach Kategorien)	EP[1], 1. Lesung	KV[2]	Rat[3], Gemeinsamer Standpunkt	EP[1]	KV[2]	Rat[3], Gemeinsamer Standpunkt
Große Haushaltsgeräte	*85 %*	*75 %*	*75 %*	*90 %*	*80 %*	*80 %*
Kleine Haushaltsgeräte, elektrische und elektronische Geräte, Spielzeug (Freizeit- und Sportausrüstung, (ausgenommen Bildschirmröhren aus Elektro(nik)-altgeräten (EEE))	*60 %*	*50 %*	*50 %* einschließlich Bildschirmröhren	*70 %*	*60 %*	*70 %* einschließlich Bildschirmröhren
IT- und Telekommunikationsgeräte (ausgenommen Bildschirmröhren)	*70 %*	*65 %*	*65 %* einschließlich Bildschirmröhren	*85 %*	*75 %*	*75 %* einschließlich Bildschirmröhren
Verbrauchergegenstände	*70 %*	*50 %*	*65 %*	*85 %*	*60 %*	*75 %*
Leuchtgeräte	*60 %*	–	*50 %*	*70 %*	–	*70 %*
Medizinische Geräte	*– 60 %*	–	*50 %*	–	–	*70 %*
Überwachungs- und Messgeräte	*60 %*	–	*50 %*	*70 %*	–	*70 %*
Automatische Verteiler	*85 %*	–	*50 %*	*90 %*	–	*70 %*
Alle Bildschirmröhren aus Elektro(nik)altgeräten (EEE)	*75 %*	*70 %*	–	*80 %*	*75 %*	–
Gasentladungslampen	*85 %*	*80 %*	*80 %*	–	–	–

SRU/UG2002/Tab. 4.2-12 eigene Zusammenstellung

[1] EP = Europäisches Parlament, 1. Lesung vom Mai 2001
[2] KV = Vorschlag der Europäischen Kommission vom Juni 2000
[3] Rat = Gemeinsamer Standpunkt des Rates vom Dezember 2001

In ihrer Stellungnahme vom Juni 2001 hat die Kommission diese ehrgeizigeren Ziele akzeptiert. Der Umweltministerrat ist weitgehend dem ursprünglichen Kommissionsvorschlag gefolgt. Wichtig erscheint hier eine dynamische Fortschreibung der Ziele, um Anreize für ein recyclinggerechtes Design zu schaffen. Ehrgeizigere Ziele für die stoffliche Verwertung sind technisch durchaus realisierbar (EEB, 2001).

Stoffverbote

951. Der Kommissionsvorschlag zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in elektrischen und elektronischen Geräten (Tz. 941 f.) sieht ein mit Ausnahmen und Bedingungen versehenes Stoffverbot für vier Schwermetalle und zwei bromierte Flammschutzmittel vor. Umstritten ist in der Diskussion insbesondere, wie umfassend das Stoffverbot angelegt sein und wie dynamisch es ausgeweitet werden soll. Das Europäische Parlament hat auf einer frühzeitigen Revision der Stofflisten bestanden, um eine zeitnahe Anpassung an neue Erkenntnisse zu gewährleisten. Dies hat die Europäische Kommission in ihrer Stellungnahme zur 1. Lesung des Europäischen Parlaments im Grundsatz unterstützt. Sie hat sich auch dem ehrgeizigeren Zeitplan des Europäischen Parlamentes angeschlossen. Die Kommission hat sich jedoch gegen die in Erwägung gezogene sofortige Erweiterung der Verbotsliste auf alle bromierten Flammschutzmittel ausgesprochen. Dies wird damit begründet, dass die Risikoanalyse zu anderen als den beiden im Kommissionsvorschlag enthaltenen bromierten Flammschutzmitteln, insbesondere zu Octa- und Dekabromdiphenylether, noch nicht abgeschlossen sei. Bisher weisen nur einzelne Studien auf gesundheitsrelevante Wirkungen dieser Stoffe hin (zusammenfassend de WITT, 2000). Es hat sich aber herausgestellt, dass Dekabromdiphenylether unter Einwirkung von Sonnenlicht oder sonstigem UV-Licht zu toxikologisch unstreitig problematischeren niedriger bromierten Diphenylethern abgebaut wird (SELLSTRÖM, 1998). Dabei entsteht zunächst Octabromdiphenylether, der weiter zu Hepta- und Hexabromdiphenylether debromiert. Ohne eine Erweiterung der Verbotsliste um Deka- bzw. Octabromdiphenylether bleibt daher das Stoffverbot für die geringer bromierten Bromphenylether lückenhaft. Im Übrigen lassen sich nach Aussagen von Industrievertretern Deka- und Octabromdiphenylether grundsätzlich substituieren (EEB, 2001, S. 39 f.). Der Umweltministerrat hat ebenfalls die Möglichkeit einer Aktualisierung und Ergänzung der Stofflisten nicht ausgeschlossen, ist aber insgesamt vorsichtiger als Europäisches Parlament und Europäische Kommission.

Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung vor diesem Hintergrund, sich unter Berücksichtigung des Substitutionspotenzials für eine dynamische Fortschreibung der Stofflisten einzusetzen.

Schlussfolgerungen

952. Der Umweltrat begrüßt die vorgeschlagenen Richtlinien zur Produzentenverantwortung und Verwertung von Elektroschrott und zu den Verboten bestimmter Schadstoffe in Elektro- und Elektronikaltgeräten. Die mit Nachbesserungsvorschlägen verbundene Unterstützung von Umweltministerrat und Europäischem Parlament weist auf einen breiten grundsätzlichen Konsens über die Notwendigkeit eines solchen Instruments hin. Dies sollte zur weiteren Anwendung dieses Ansatzes auf andere Produkte ermutigen (Tz. 839).

Von einer Produzentenverantwortung für die Entsorgung von Altgeräten können erhebliche Anreize zur Innovation von Produktdesign und Rücknahmelogistik ausgehen. Diese werden aber nur bei einer wettbewerbsorientierten Ausgestaltung der Produzentenverantwortung wirksam. Die Bundesregierung sollte daher die Verankerung der *individuellen* Produzentenverantwortung für die Rücknahme, Verwertung und Finanzierung elektrischer und elektronischer Geräte aktiver unterstützen.

Angesichts der Verzögerungen, die sich aus den gescheiterten Bemühungen um eine Selbstverpflichtung in Deutschland ergeben haben, sollte nun auf einen straffen Zeitplan für die Verabschiedung und Umsetzung der Altgeräterichtlinie geachtet werden. Der Umweltrat begrüßt, dass die Institutionen der Gemeinschaft die Übergangsfristen für das Eintreten der Produzentenverantwortung auf 30 Monate verkürzt haben, betrachtet aber die von Rat und Europäischen Parlament vorgesehenen Ausnahmeregelungen als zu großzügig.

Entscheidend für die ökologische Wirksamkeit der Richtlinie ist, dass anspruchsvolle und verbraucherfreundliche Rücknahmesysteme entstehen, die eine möglichst hohe Erfassungsquote gewährleisten. Der Umweltrat empfiehlt daher die Entwicklung von Mindestkriterien und Leitfäden für die Qualität der Rücknahmeinfrastrukturen. Um die Anreize zur Rückgabe von Kleingeräten zu erhöhen, sollte eine Pfandpflicht für Kleingeräte vorgesehen werden.

Hinsichtlich der Weiterentwicklung der Stoffverbote ist auf einen vorsorgeorientierten Ansatz zu achten, der eine mögliche Exposition in allen Phasen des Produktlebenszyklus beachtet und Substitutionsanreize gibt (s. Abschn. 3.1.4.3). Die Stoffverbote sollten auf weitere bromierte Flammschutzmittel erweitert werden (Octa- und Dekabromdiphenylether).

4.2.5 Verwertung von Verpackungsabfällen

4.2.5.1 Ausgangssituation

953. Zur Verpackungsverordnung und dem darauf aufbauenden „Dualen System" für die Erfassung und Verwertung von Verpackungsabfällen hat der Umweltrat bereits mehrfach ausführlich Stellung genommen (vgl. SRU, 2000, Tz. 847 ff.; SRU, 1998, Tz. 556 ff.; SRU, 1996, Tz. 390; SRU, 1994, Tz. 505 ff.). Dabei wurde zwar der auf dem Prinzip der Produzentenverantwortung basierende Ansatz der Verpackungsverordnung im Grundsatz begrüßt, es wurde jedoch gleichzeitig auch auf zahlreiche Gestaltungsmängel hingewiesen, die bis heute fortbestehen und sich zum Teil noch weiter verschärft haben.

954. Einer der zentralen Kritikpunkte besteht darin, dass die Verpackungsverordnung entgegen der in § 4 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz festgelegten Zielhierarchie „Vermeidung – Verwertung – Beseitigung" einseitig nur

auf die Verwertung von Verpackungsabfällen zielt und ein Vermeidungsanreiz lediglich indirekt ausgelöst wird (vgl. auch SRU, 2000, Tz. 853). So zeigen auch die jüngsten Erhebungen der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM), dass der Verpackungsverbrauch in Deutschland nach einem anfänglichen Rückgang bereits seit 1996 wieder eine ansteigende Tendenz aufweist. Der vorläufig ermittelte Wert für das Jahr 2000 erreicht nahezu die gleiche Höhe wie vor Inkrafttreten der Verpackungsverordnung am 31. Dezember 1991 (vgl. Tabelle 4.2-13).

955. Ein weiterer zentraler Kritikpunkt an der Verpackungsverordnung betrifft die Vorgabe starrer Verwertungsquoten, die gegenüber einer vollständigen Anlastung der mit der Erzeugung, Verwendung und Entsorgung von Verpackungen verbundenen volkswirtschaftlichen Kosten stets nur eine zweitbeste Lösung darstellen kann (ausführlich SRU, 1996, S. 166 f.). In diesem Zusammenhang sieht der Umweltrat insbesondere bei den Vorgaben zur Verwertung von Kunststoffverpackungen einen dringenden Reformbedarf. Nach der gegenwärtigen Fassung der Verpackungsverordnung müssen 60 % der in Verkehr gebrachten Kunststoffverpackungen erfasst und verwertet werden, wobei mindestens 36 % dem werkstofflichen Recycling zuzuführen sind (vgl. Anhang I.1 VerpackV). Durch die Einbeziehung kleinteiliger, häufig verschmutzter stofflich heterogener Kunststoffverpackungen ergibt sich hier ein unausgewogenes Kosten-Nutzen-Verhältnis. Der Umweltrat hat deshalb bereits im Umweltgutachten 2000 gefordert, dass sich die getrennte Erfassung und Verwertung von Kunststoffverpackungen zukünftig auf großvolumige, gering verschmutzte und weitgehend sortenreine Hohlkörper und Folien beschränken sollte, während kleinteilige Kunststoffverpackungen im Rahmen der kommunalen Müllabfuhr zusammen mit dem Restmüll erfasst und der Abfallverbrennung mit Energierückgewinnung zugeführt werden sollten (vgl. SRU, 2000, Tz. 869). Gegen diesen Vorschlag wurden verschiedene Einwände erhoben (vgl. SCHMITT und WOLLNY, 2000). Insbesondere wurde bemängelt, der Vorschlag basiere auf einer fehlerhaften Kostenberechnung, da angenommen werde, die Kosten für die Erfassung und Verwertung von Verpackungsabfällen verhielten sich proportional zu den entsprechenden Verpackungsmengen. In der Tat ist aufgrund entsprechender Fixkostenanteile in der kurzfristigen Betrachtung eine zum Mengenrückgang proportionale Verminderung der Kosten nicht zu erwarten, sodass sich hier nur ein eingeschränkter Kostensenkungsspielraum ergibt. In der längerfristigen Betrachtung wird dieses Argument jedoch gegenstandslos, denn eine Ausgliederung kleinteiliger Kunststoffverpackungen aus dem Dualen System wäre längerfristig mit einer Kapazitätssenkung und folglich einem entsprechenden Abbau an Fixkosten verbunden.

956. Ein zweiter Einwand gegen den Vorschlag, kleinteilige Kunststoffverpackungen aus dem Dualen System auszugliedern, bezieht sich auf die erforderlichen Verbrennungskapazitäten. So würden hierdurch zusätzliche Kapazitäten von mehr als 600 000 t pro Jahr erforderlich; gleichzeitig ist bereits heute ein spürbarer Engpass an thermischen Behandlungskapazitäten vom Jahr 2005 an zu erwarten (vgl. Abschn. 4.3.1.5). Dies ist jedoch aus Sicht des Umweltrates kein Argument gegen die langfristig sinnvolle Ausgliederung kleinteiliger Kunststoffverpackungen aus dem Dualen System, sondern un-

Tabelle 4.2-13

Verpackungsverbrauch in Deutschland 1991 bis 2000 (1 000 t)

Material	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999*	2000**
Glas	4 636,6	4 426,3	4 223,3	4 126,9	3 954,3	3 811,3	3 706,0	3 643,4	3 749,3	3 619,9
Weißblech insgesamt	813,3	775,1	718,3	718,8	737,3	718,5	711,5	704,8	706,5	707,6
Aluminium insgesamt	108,4	100,8	93,6	94,4	91,5	94,9	94,7	97,5	97,8	98,8
Kunststoffe insgesamt	1 655,9	1 594,3	1 506,9	1 547,2	1 569,9	1 498,9	1 515,3	1 624,9	1 651,6	1 712,7
Papier insgesamt	5 598,2	5 403,8	5 129,6	5 223,3	5 199,8	5 175,5	5 262,4	5 490,6	5 744,3	5 945,2
Flüssigkeitskarton	193,0	201,6	203,4	201,5	198,5	204,6	209,7	216,0	223,5	239,6
Feinblech, Stahl	409,9	366,5	322,8	339,1	305,4	296,8	302,8	302,6	306,7	337,5
Holz, Kork	2 184,0	2 106,1	1 812,5	1 853,1	1 907,8	1 828,9	1 991,9	2 142,2	2 346,4	2 539,8
Sonstige Verpackungen	16,0	14,6	14,3	14,2	15,3	15,0	14,0	13,6	14,4	14,7
Gesamt	*15 620,3*	*14 989,1*	*14 024,7*	*14 118,5*	*13 979,8*	*13 644,4*	*13 808,3*	*14 235,6*	*14 840,5*	*15 212,8*

* vorläufige Daten
** Vorausschätzung

Quelle: Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, 2001

terstreicht vielmehr die Notwendigkeit, bereits heute Maßnahmen zu ergreifen, die sicherstellen, dass bis zum Jahr 2005 entsprechende Verbrennungskapazitäten zur Verfügung stehen (vgl. Abschn. 4.3.2.1).

Bei einer Ausgliederung kleinteiliger Kunststoffverpackungen aus dem Dualen System stellt sich jedoch das Problem, dass die Verbrennung in einer kommunalen Müllverbrennungsanlage nach gegenwärtiger deutscher Rechtslage trotz Abwärmenutzung nicht als Verwertung, sondern als Beseitigung eingestuft wird, wenn sie im Rahmen der kommunalen Hausmüllentsorgung stattfindet. Dementsprechend wäre nach deutschem Recht auch eine Anrechnung auf die vorgegebenen Verwertungsquoten nicht möglich. Mit der an anderer Stelle in diesem Gutachten vorgeschlagenen Anpassung der deutschen Rechtslage an die Struktur des europäischen Abfallrechts (vgl. Abschn. 4.1.5) würde sich dieses Problem jedoch erledigen.

957. Neuere technische Entwicklungen werden möglicherweise eine Revision der bisherigen Ratsposition in wenigen Jahren erfordern. Nach einem Gutachten der HTP Ingenieurgesellschaft für Aufbereitungstechnik und Umweltverfahrenstechnik, Aachen, und des ifeu-Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (HTP/ifeu, 2000) wird sich durch neue Sortiertechniken (SORTEC-Verfahren, Tz. 1040) der verwertbare Anteil kleiner Leichtverpackungen erheblich steigern lassen. Nach der Studie ist die stoffliche Verwertung kleinteiliger Kunststoffteile selbst gegenüber der Beseitigung in Müllverbrennungsanlagen mit einem sehr hohen thermischen Wirkungsgrad ökologisch vorteilhaft. Auch die Kosten-Nutzen-Bilanz verändert sich zugunsten der stofflichen Verwertung. Der Umweltrat empfiehlt vor diesem Hintergrund, Praxiserfahrungen mit den neuen Sortierverfahren abzuwarten und ihre Verallgemeinerungsfähigkeit als Stand der Technik zu testen. Bis dahin sollte eine Entscheidung über eine Reform der Getrenntsammlung aufgeschoben werden.

Tabelle 4.2-14

Materialspezifische Recyclingquoten nach deutscher Verpackungsverordnung und nach dem Entwurf der EU-Kommission zur Novelle der europäischen Verpackungsrichtlinie

Material	Deutsche Verpackungsverordnung	Entwurf zur Novelle der europäischen Verpackungsrichtlinie
Glas	*75 %*	*60 %*
Papier/Pappe	*70 %*	*55 %*
Metalle	Weißblech*: 70 %* Aluminium: *60 %*	*50 %*
Kunststoffe	*60 %* (min. *36 %* werkstoffliches Recycling)	*20 %* (nur werkstoffliches Recycling)

Quelle: European Commission, 2001

958. Insbesondere die Problematik der Kunststoffverwertung spiegelt sich auch in der gegenwärtigen Diskussion auf EU-Ebene zur Novellierung der Verpackungsrichtlinie wider. Die bisherige Verpackungsrichtlinie 94/62/EG vom 20. Dezember 1994 sieht für Verpackungsabfälle insgesamt vor, dass mindestens 50 %, höchstens jedoch 65 % der Verwertung („recovery") und mindestens 25 %, höchsten jedoch 45 % dem Recycling zuzuführen sind (dabei umfasst der Begriff „Verwertung" sowohl die stoffliche als auch die energetische Verwertung, während unter „Recycling" nur die stoffliche Verwertung zu verstehen ist). Hinsichtlich der einzelnen Materialfraktionen Glas, Papier/Pappe, Metalle und Kunststoffe sieht die bisherige Verpackungsrichtlinie lediglich eine mindestens zu erreichende Recyclingquote von 15 % vor. Die Richtlinie sah eine Nachbesserung dieser Ziele innerhalb von sechs Jahren vor. Dem ist im Dezember 2001 die EU-Kommission nachgekommen. Der vorgelegte Entwurf zur Teilnovelle der Verpackungsrichtlinie sieht höhere Quoten für die Verpackungsverwertung insgesamt (Verwertungsquote: Minimum 60 %, Maximum 75 %; Recyclingquote Minimum 55 %, Maximum 70 %), eine differenziertere Definition von Recycling (werkstofflich, chemisch, rohstofflich) und nach Verpackungsmaterialien differenzierte Recyclingquoten vor, die ab 30. Juni 2006 gelten und in Tabelle 4.2-14 den Vorgaben der deutschen Verpackungsverordnung gegenübergestellt werden. Dabei zeigt sich, dass die europäischen Quoten nach wie vor deutlich hinter den Quoten der deutschen Verpackungsverordnung zurückbleiben. Sie bleiben auch hinter dem nach Kosten-Nutzengesichtpunkten vertretbaren Quoten zurück. Dennoch ist der Ansatz aus Sicht des Umweltrates im Grundsatz zu begrüßen, durch eine Differenzierung und Erhöhung der in der Verpackungsrichtlinie vorgesehenen Quoten zu einer Harmonisierung der europäischen Verpackungspolitik auf höherem ökologischem Niveau zu gelangen. Problematisch ist, dass die Mitgliedstaaten in Artikel 6.2 die Spreizung zwischen Verwertungs- und Recyclingquoten ausweiten müssen, d. h. die energetische Verwertung aktiv fördern müssen, wenn dies durch nationale Umwelt- oder Kosten-Nutzenbilanzen nahe gelegt wird. Dies könnte im Extremfall als Barriere gegen anspruchsvolle Recyclingquoten und Förderung der – bislang in der EU nicht an anspruchsvolle Anforderungen gebundenen – energetischen Verwertung, ausgelegt werden.

959. Neben der generellen Zielsetzung der Verpackungsverordnung und der Problematik einer Vorgabe starrer Verwertungsquoten betreffen zwei weitere Kritikpunkte an der Verpackungsverordnung die Frage eines Zwangspfandes für Einwegverpackungen und die wettbewerbspolitische Dimension des Dualen Systems. Da diese beiden Kritikpunkte die Diskussion um die Verpackungsverordnung im Berichtszeitraum wesentlich geprägt haben, sollen sie im Folgenden näher dargestellt werden.

4.2.5.2 Zwangspfand zur Stützung der Mehrwegquote

960. Die Verpackungsverordnung sieht in ihrer derzeit gültigen Fassung vom 27. August 1998 eine Mindestquote für Mehrweggetränkeverpackungen in Höhe von 72 %

vor. Wird diese Mindestquote in zwei aufeinander folgenden Jahren unterschritten und bestätigt sich diese Entwicklung im Rahmen einer Nacherhebung, so werden in denjenigen Getränkebereichen, in denen der Mehrweganteil die 1991 erreichte Quote unterschreitet, alle Einwegverpackungen mit einem Pflichtpfand von mindestens 50 Pfennig belegt. Dieser Automatismus greift sechs Monate, nachdem die Daten der betreffenden Nacherhebungen durch die Bundesregierung im Bundesanzeiger veröffentlicht wurden.

961. Wie Tabelle 4.2-15 zeigt, wurde die Mindestquote von 72 % mit den Ergebnissen für 1997 und 1998 erstmals in zwei aufeinander folgenden Jahren unterschritten, wobei sich dieser Trend im Jahr 1999 fortsetzte. Dabei liegen in den Getränkebereichen Wein, Bier und Mineralwasser die jeweiligen Mehrweganteile unter den Anteilen des Bezugsjahres 1991. Bei fristgerechter Veröffentlichung der Nacherhebungen im April, 2001 hätte nach dem Automatismus der Verpackungsverordnung die Pfandpflicht für diese Getränkebereiche zum Oktober 2001 gegriffen (PASCHLAU, 2001, S. 193). Problematisch wäre hierbei jedoch, dass eine Pfandpflicht auf Einweggetränkeverpackungen für Wein, Bier und Mineralwasser, nicht jedoch auf sonstige Einweggetränkeverpackungen, eine inkonsistente Lösung darstellen würde. Darüber hinaus lässt sich nach den zwischenzeitlich verfügbaren Ökobilanzen eine ökologische Überlegenheit von Mehrwegsystemen nicht in allen Fällen belegen. Dem hieraus resultierenden Reformbedarf bei der Regulierung von Getränkeverpackungen wollte das Bundesumweltministerium ursprünglich in der Weise nachkommen, dass die bisher vorgesehene Pfandpflicht durch eine Abgabe auf Einweggetränkeverpackungen ersetzt wird. Der Umweltrat bedauert, dass sich das Bundesumweltministerium bei einem Spitzentreffen im Juni 2000 mit diesen Plänen nicht gegen den Widerstand der betroffenen Wirtschaftskreise durchsetzen konnte (vgl. Frankfurter Allgemeine Zeitung vom 14. Juni 2000 Seite 18: „Treffen zu Zwangspfand vorläufig gescheitert"). Stattdessen legte das Bundesumweltministerium dann im Februar 2001 einen Entwurf zur Novellierung der Verpackungsverordnung vor, der folgende Eckpunkte enthält (vgl. PASCHLAU, 2001, S. 196 ff.):

– Von einer Pfandpflicht generell ausgenommen werden so genannte ökologisch vorteilhafte Getränkeverpackungen. Dabei handelt es sich um Mehrweggetränkeverpackungen, Getränkekartonverpackungen und Getränke-Polyethylen-Schlauchbeutel-Verpackungen.

– Auf andere als die oben genannten „ökologisch vorteilhaften" Getränkeverpackungen ist ein Pfand von 0,25 Euro je Verpackungseinheit zu erheben; ab einem Füllvolumen von mehr als 1,5 Liter beträgt das Pfand 0,5 Euro je Verpackungseinheit. Diese Pfandpflicht gilt unabhängig von der Erfüllung bestimmter Quoten und für alle Getränkearten mit Ausnahme von Wein, Schaumwein und Spirituosen.

Dieser Entwurf wurde jedoch am 13. Juli 2001 im Bundesrat abgelehnt. Stattdessen schloss sich der Bundesrat mehrheitlich einem Entschließungsantrag der Länder Rheinland-Pfalz, Bayern und Hessen an, nach dem sich die Wirtschaft vertraglich auf bestimmte Mindestabfüllmengen in ökologisch vorteilhaften Getränkeverpackungen verpflichten soll. Erst für den Fall, dass diese Mindestabfüllmengen in zwei aufeinander folgenden Jahren nicht erreicht werden, sieht der Entschließungsantrag die Einführung einer Pfandpflicht vor.

Da die Bundesregierung diesem Entschließungsantrag nicht gefolgt ist, gilt zurzeit die alte Rechtslage nach der bestehenden Verpackungsverordnung fort, sodass sechs Monate nach Veröffentlichung der Nacherhebungen automatisch die ursprünglich vorgesehene Pfandpflicht auf Einweggetränkeverpackungen für Wein, Bier und Mineralwasser greifen würde. Jedoch hat das Oberverwaltungsgericht Berlin im September 2001 der Bundesregierung bis zur abschließenden Entscheidung in einem anhängigen Rechtsschutzverfahren untersagt, die Daten

Tabelle 4.2-15

Mehrweganteile für Getränke (ohne Milch) bundesweit
(1991 bis 1998)

Getränkebereich	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998*	1999*
Mineralwasser	91,33	90,25	90,89	89,53	89,03	88,68	88,31	87,44	84,94
Getränke ohne CO_2	34,56	38,98	39,57	38,76	38,24	37,93	36,80	35,66	34,84
Erfrischungsgetränke mit CO_2	73,72	76,54	76,67	76,66	75,31	77,50	77,76	77,02	74,81
Bier	82,16	82,37	82,25	81,03	79,07	79,02	77,88	76,14	74,90
Wein	28,63	26,37	28,90	28,54	30,42	28,66	28,10	26,20	26,75
Alle Getränke (ohne Milch)	71,69	73,54	73,55	72,87	72,27	72,21	71,33	70,13	68,68

* Nacherhebungen für 1998 und 1999 noch nicht veröffentlicht.

Quellen: Daten für 1991 bis 1998 nach Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, 2000; Daten für 1999 nach Bundesumweltministerium, 2001

der Nacherhebungen zu veröffentlichen, sodass der Automatismus zur Einführung eines Zwangspfandes nach der bestehenden Verpackungsverordnung vorläufig ausgesetzt ist (vgl., Frankfurter Allgemeine 11. September 2001: „Zwangspfand kommt wie geplant“).

962. Der Umweltrat hat bereits im Umweltgutachten 2000 ausführlich dargelegt, dass ein Zwangspfand auf bestimmte Verpackungstypen mit zahlreichen Problemen hinsichtlich ökologischer Effektivität und ökonomischer Effizienz verbunden ist (vgl. SRU 2000, Tz. 870 ff.). Obgleich die im Entwurf des Bundesumweltministerium zur Novelle der Verpackungsverordnung eingeführte Differenzierung zwischen ökologisch vorteilhaften und ökologisch nicht vorteilhaften Verpackungen einen Fortschritt gegenüber der bisherigen Pauschalbetrachtung Ein-weg/Mehrweg darstellt, gelten die grundsätzlichen Bedenken gegen ein Zwangspfand auch in diesem Fall. So ist insbesondere zu befürchten, dass durch eine Zwangsbepfandung der gegenwärtige Mehrweganteil noch weiter zurückgehen würde (z. B. BAUM et al., 2000, S. 75 ff.). Da nämlich die Kosten, die dem Handel durch die Einführung der erforderlichen Rücknahmeautomaten entstehen, durch nicht eingelöste Pfandgelder gedeckt werden müssen, entsteht unter Amortisationsgesichtspunkten ein Anreiz zur Ausdehnung des Einwegabsatzes. Hinzu kommt, dass viele Einzelhandelsgeschäfte aus Platzgründen nicht in der Lage sein werden, zwei separate Rücknahmesysteme für Ein- und Mehrweg vorzuhalten. Da sich einwegverpackte Getränke auch bei Zwangsbepfandung und Rücknahme der Verpackungen aufgrund ihres geringeren Flächenbedarfs häufig durch bessere Rentabilitätskennziffern als mehrwegverpackte Getränke auszeichnen, entsteht ein zusätzlicher Anreiz zur Auslistung von Mehrweg. Hinzu kommt, dass bei Zwangsbepfandung der Unterschied zwischen Ein- und Mehrweg in den Augen der Verbraucher zunehmend verwischt wird, sodass unerwünschte Substitutionseffekte hin zu „ökologisch unvorteilhaften“ Verpackungen nicht ausgeschlossen werden können. Lediglich im Hinblick auf eine Reduzierung der „wilden Entsorgung“ von Verpackungsabfällen sind positive ökologische Effekte eines Zwangspfandes zu erwarten.

Ein Zwangspfand wäre nicht nur von zweifelhafter ökologischer Effektivität, sondern auch ökonomisch ineffizient (vgl. BAUM et al., 2000, S. 120 f.). Denn bei Zwangsbepfandung würden die betreffenden Verpackungen aus dem Dualen System herausgenommen und direkt beim Einzelhandel erfasst. Durch einen solchen Systemwechsel würde ein Teil der Kapazitäten der *Duales System Deutschland* (DSD) AG schlagartig entwertet. Gleichzeitig müssten entsprechend kostspielige Rücknahmevorkehrungen auf der Ebene des Handels getroffen werden. Darüber hinaus würde der parallele Betrieb zweier Rücknahmesysteme (Erfassung von Getränkeverpackungen durch den Einzelhandel – Erfassung sonstiger Verpackungen durch die DSD AG) nicht nur der Ausnutzung von Größen- und Verbundvorteilen entgegen stehen, sondern es wäre auch generell davon auszugehen, dass die Rücknahme gebrauchter Getränkeverpackungen durch den Handel nur unter wesentlich höheren Kosten als durch die DSD AG zu bewerkstelligen wäre. Aufgrund dieser Vorbehalte erneuert der Umweltrat seine Forderung, auf die Vorgabe von Quoten für Mehrwegverpackungen bzw. „ökologisch vorteilhafte“ Verpackungen ebenso zu verzichten wie auf den Versuch, solche Quoten mittels eines Zwangspfandes umzusetzen. Die langfristig überlegene und auch durch das Bundesumweltministerium präferierte, aber letztlich nicht durchgesetzte Lösung (Tz. 961) besteht darin, die mit den jeweiligen Verpackungssystemen verbundenen externen Kosten durch eine entsprechend differenzierte Verpackungsabgabe unmittelbar den Verursachern anzulasten (vgl. SRU, 2000, Tz. 881). Bedauerlich ist auch, dass die Europäische Kommission es bei der Teilnovellierung der Verpackungsrichtlinie versäumt hat, eine Verpackungsabgabe vorzuschlagen.

4.2.5.3 Wettbewerbspolitische Problematik des Dualen Systems

963. Ein weiterer Kritikpunkt am Dualen System, der die Diskussion im Berichtszeitraum maßgeblich prägte, betrifft die wettbewerbspolitische Problematik. Obwohl die Verpackungsverordnung im Prinzip einen Wettbewerb zwischen verschiedenen Systembetreibern ermöglicht, bestehen gravierende Marktzutrittsschranken, die bislang der DSD AG eine Monopolstellung garantieren (EWERS et al., 2001, S. 32 f.). So ist die Zulassung eines Systembetreibers nach § 6 Abs. 3 VerpackV nur dann möglich, wenn er ein *flächendeckendes* haushaltsnahes Erfassungssystem in mindestens einem Bundesland vorhält. Kleine und mittelständische Anbieter werden hiermit von vornherein ausgeschlossen, und auch für größere Anbieter, die über die entsprechende Kapitalkraft verfügen, ist ein „kleiner Anfang“ mit anschließendem Wachstum, wie auf „normalen“ Märkten möglich, nicht realisierbar. Hinzu kommt ein erhebliches Investitionsrisiko, denn selbst bei Erfüllung der formalen Zulassungskriterien besteht aufgrund vielfach unbestimmter Rechtsbegriffe in § 6 Abs. 3 VerpackV ein behördlicher Auslegungsspielraum, sodass trotz getätigter Investitionen eine Ablehnung des Zulassungsantrags nicht ausgeschlossen ist.

Eine zusätzliche Marktzutrittsschranke ergibt sich, da die DSD AG darauf besteht, dass das Symbol „Grüner Punkt“ nur auf solchen Verpackungen verwendet werden darf, für die Lizenzgebühren an die DSD AG abgeführt werden. Dies hat zur Folge, dass die Verwender von Verpackungsmaterialien nicht in der Lage sind, verschiedene Entsorger zu beauftragen, denn in diesem Fall wären getrennte Verpackungs-, Distributions- und Vermarktungslinien für Verpackungen mit und ohne den „Grünen Punkt“ erforderlich (s. auch Kasten). Zwar hat die Europäische Kommission in einer im April 2001 erlassenen Entscheidung die Vorgehensweise der DSD AG als Missbrauch einer marktbeherrschenden Stellung eingestuft, jedoch hält das Unternehmen an seiner Position fest und hat gegen die Entscheidung der EU-Kommission um Rechtsschutz ersucht. Eine einstweilige Anordnung hat der Europäische Gerichtshof bereits mit Beschluss vom 15. November 2001 zurückgewiesen (T-151/01R).

Zeichennutzungsrecht und Wettbewerb

Die mit dem Zeichennutzungsrecht für den „Grünen Punkt“ verbundene Wettbewerbsproblematik lässt sich am Beispiel einer großen deutschen Drogeriekette verdeutlichen, die beabsichtigt, aus dem Dualen System auszuscheren, die Verpackungen der vertriebenen Produkte in der Verkaufsstelle selbst zurückzunehmen und sie einer anderweitigen Verwertung zuzuführen (vgl. auch Frankfurter Allgemeine Zeitung vom 6. September 2001: „dm Drogeriemarkt legt sich mit dem Dualen System an.“). Da die DSD AG eine Kennzeichnung der Verpackungen mit dem „Grünen Punkt“ in diesem Fall nicht gestattet, müssten die Hersteller von Markenartikeln, die ihre Produkte sowohl über die betreffende Drogeriekette als auch über andere – weiterhin am Dualen System beteiligte – Verkaufstätten absetzen, je nach Vertriebskanal unterschiedlich kennzeichnen. Dies scheitert jedoch an organisatorischen Problemen, sodass die betreffende Drogeriekette bisher nur die unter eigenem Label vertriebenen Produkte (Eigenmarken) aus dem Dualen System herausnehmen konnte.

964. Der Umweltrat ist davon überzeugt, dass durch einen Wettbewerb zwischen verschiedenen Systembetreibern noch erhebliche Kostensenkungspotenziale aufgedeckt und technische bzw. organisatorische Innovationen angestoßen werden können. Solche Verfahren können sich jedoch nur dann durchsetzen, wenn die bestehenden Marktzutrittsschranken für konkurrierende Systembetreiber abgebaut werden und der Markt für den Wettbewerb geöffnet wird.

Verschiedene Szenarien einer Marktöffnung für konkurrierende Systembetreiber wurden in einem Gutachten der TU Berlin untersucht (EWERS et al., 2001). Dabei kommen die Gutachter zu dem Ergebnis, dass ein Zertifikatmodell nach britischem Vorbild (Tz. 965 ff.) die größten Effizienzpotenziale aufweist, jedoch aufgrund bisher ungeklärter Kontroll- und Nachweisprobleme vor allem als „längerfristige Option“ infrage komme (EWERS et al., 2001, S. 92). Für die Übergangszeit bis zur Einführung eines solchen Zertifikatmodells empfehlen die Gutachter eine differenzierte Vorgehensweise (EWERS et al., 2001, S. 106 ff.): In Klein- und Mittelstädten soll die Entsorgung von Verpackungsabfällen im Zuge eines Ausschreibungswettbewerbs mit jeweils fünfjähriger Laufzeit vergeben werden („Wettbewerb um den Markt“), während in Großstädten ab 250 000 Einwohnern eine direkte Konkurrenz um die Entsorgung einzelner Grundstücke stattfinden soll („Wettbewerb im Markt“).

4.2.5.4 Ausländische Erfahrungen: Das britische Zertifikatsystem

965. Anders als die deutsche Verpackungsverordnung, die wesentlich anspruchsvollere Verwertungsquoten als die europäische Verpackungsrichtlinie verfolgt, ist das britische Lizenzsystem darauf ausgelegt, lediglich die Mindestquoten der europäischen Verpackungsrichtlinie zu erfüllen, wobei keine Unterscheidung zwischen Verkaufsverpackungen, Umverpackungen und Transportverpackungen getroffen wird. Seit dem 1. Januar 2001 gilt in Großbritannien eine Verwertungsquote für Verpackungsabfälle insgesamt in Höhe von 52 %. Diese Gesamtquote kann sowohl durch stoffliche als auch durch energetische Verwertung erfüllt werden. Allerdings gilt für jede einzelne Materialfraktion, dass jeweils eine Mindestquote der stofflichen Verwertung von 16 % erreicht werden muss (BASTIANS, 2001, S. 112). In ihren Zielsetzungen bleibt die britische damit deutlich hinter der deutschen Regulierung zurück. Unabhängig hiervon ließe sich das institutionelle Design des britischen Zertifikatsystems jedoch auch in Deutschland anwenden, um die quantitativen Zielvorgaben der deutschen Verpackungsverordnung zu erfüllen (vgl. EWERS et al., 2001, S. 88 ff.).

966. In der britischen Verpackungsregulierung werden alle Firmen der so genannten Verpackungskette (Hersteller von Verpackungsrohmaterial, Verpackungshersteller, Verpacker und Abfüller sowie Groß- und Einzelhändler) anteilig mit einer entsprechenden Verwertungspflicht belastet (vgl. Tabelle 4.2-16). Ausgenommen sind lediglich Firmen, die einen jährlichen Umsatz von weniger als zwei Millionen Pfund aufweisen und weniger als fünfzig Tonnen Verpackungsmaterial pro Jahr herstellen oder verwenden.

Tabelle 4.2-16

Aufteilung der Verwertungspflicht auf die Stufen der Verpackungskette in Großbritannien

Stufe der Verpackungskette	Anteil an der Verwertungspflicht
Hersteller von Verpackungsrohmaterial	*6 %*
Verpackungshersteller	*11 %*
Verpacker und Abfüller	*36 %*
Verkäufer und Großhändler	*47 %*

Quelle: BASTIANS, 2001, S. 113

Durch das Prinzip der Produzentenverantwortung sollen alle am Lebenszyklus einer Verpackung beteiligten Unternehmen zum gemeinsamen Ziel der Verpackungsverwertung beitragen. Dabei kann es auch zu einer Kumulation der jeweiligen Verpflichtungen kommen. Ist ein Unternehmen z. B. als Verpackungshersteller und zugleich auch als Abfüller tätig, so werden die in Tabelle 4.2-16 dargestellten Anteile addiert, und es ergibt sich eine Gesamtverpflichtung von 47 %. Ein Importeur, der ein verpacktes ausländisches Produkt in Großbritannien vertreibt, unterliegt stets einer hundertprozentigen Verpflichtung, da ihm alle vorangegangenen Produktionsstufen zugerechnet werden.

967. Die Berechnung der von einem Unternehmen individuell zu erfüllenden Verwertungspflicht orientiert sich an den national vorgegebenen Verwertungsquoten, an der Stellung des Unternehmens in der Verpackungskette und an der Menge an Verpackungsmaterial, die das Unternehmen im betreffenden Jahr produziert bzw. verwendet hat (vgl. auch Kasten zu einem Beispiel). Dabei ist zu unterscheiden zwischen einer materialunabhängigen und einer materialspezifischen Verwertungspflicht (BASTIANS, 2001, S. 113 f.):

– Zur Ermittlung der materialunabhängigen Verwertungspflicht wird zunächst die Gesamtmenge an Verpackungsmaterial, die das Unternehmen produziert bzw. verwendet hat, gewichtet mit der nationalen Verwertungsquote von 52 %. Das Ergebnis wird dann wiederum gewichtet mit der prozentualen Verpflichtung gemäß der Stellung des Unternehmens in der Verpackungskette (vgl. Tabelle 4.2-16). Das Endergebnis gibt an, welche Menge an Verpackungsabfällen das Unternehmen zu verwerten hat. Diese Verwertungspflicht ist materialunabhängig, es müssen also nicht die gleichen wie die verwendeten Materialien verwertet werden. Auch kann die Verwertung sowohl stofflich als auch energetisch erfolgen, denn die nationale Verwertungsquote von 52 % lässt beide Optionen zu.

– Zur Ermittlung der materialspezifischen Verwertungspflicht wird zunächst die Menge des jeweiligen Verpackungsmaterials, die das Unternehmen produziert bzw. verwendet hat, gewichtet mit der nationalen Verwertungsquote von 16 %. Ebenso wie bei der Ermittlung der materialunabhängigen Verwertungspflicht wird das Ergebnis dann wiederum gewichtet mit der prozentualen Verpflichtung gemäß der Stellung in der Verpackungskette (vgl. Tabelle 4.2-16). Das Endergebnis gibt an, welche Menge des betreffenden Verpackungsmaterials einer stofflichen Verwertung zuzuführen ist. Eine thermische Verwertung ist in diesem Fall ausgeschlossen.

Beispiel für die Berechnung der Verwertungspflicht im britischen Zertifikatsystem

Angenommen sei ein Abfüller, der im Jahr 100 000 t Verpackungen verwendet. Davon entfallen 70 000 t auf Papier/Pappe und 30 000 t auf Kunststoff. Die materialunabhängige Verwertungspflicht ergibt sich dann aus 100 000 t x 0,52 x 0,36 = 18 720 t. Die materialspezifische Verwertungspflicht beträgt 70 000 t x 0,16 x 0,36 = 4 032 t für Papier bzw. Pappe und 30 000 t x 0,16 xx 0,36 = 1 728 t für Kunststoffe. Insgesamt ist der betrachtete Abfüller also verpflichtet, 18 720 t Verpackungsmaterial einer stofflichen oder thermischen Verwertung zuzuführen. Darunter müssen sich jedoch mindestens 4 032 t Papier bzw. Pappe und 1 728 t Kunststoff befinden, die stofflich verwertet werden.

968. Die Unternehmen können ihre Verwertungspflichten auf verschiedenen Wegen erfüllen. Dabei ist eine Verwertung durch die verpflichteten Unternehmen selbst (Eigenverwertung) der Ausnahmefall. Dies ergibt sich allein schon daraus, dass die britische Regulierung keine Rücknahmepflicht kennt und die Verpackungsabfälle deshalb nicht bei den verwertungspflichtigen Unternehmen anfallen. In der Regel wird zur Erfüllung der Verwertungspflicht eine Kommunalbehörde oder ein privates Verwertungsunternehmen beauftragt, das Verpackungsabfälle sammelt, sortiert und verwertet. Im Gegensatz zu Deutschland sind in Großbritannien also unmittelbare Vertragsbeziehungen zwischen den verpflichteten Unternehmen und den Anbietern von Verwertungsleistungen möglich. Somit bleibt einem britischen Unternehmen die Wahl des kostengünstigsten Anbieters von Verwertungsleistungen, während ein deutsches Unternehmen aufgrund der Zwischenschaltung des faktischen Monopols der DSD AG keinerlei Einfluss auf Preise und Konditionen hat.

Eine zusätzliche Alternative neben der Eigenverwertung oder der Beauftragung Dritter besteht in der Möglichkeit, die Verwertungspflichten durch Ankauf fremder Verwertungsleistungen in Form so genannter *Package Recovery Notes* (im Folgenden: Verwertungszertifikate) zu erfüllen (Tz. 969).

Neben der individuellen Erfüllung der Verwertungspflichten durch die drei oben genannten Alternativen (Eigenverwertung, Beauftragung Dritter, Erwerb von Verwertungszertifikaten) haben die Unternehmen auch die Möglichkeit, sich einem kollektiven System, einem so genannten *Compliance Scheme,* anzuschließen. Dabei handelt es sich um staatlich autorisierte Organisationen, die die Erfüllung der Verwertungspflichten übernehmen. Ein Beitritt zu einem *Compliance Scheme* verringert nicht nur den bürokratischen Aufwand für die betroffenen Unternehmen, sondern führt in der Regel auch zu Kostenvorteilen, denn *Compliance Schemes* verfügen über bessere Marktkenntnisse als Einzelunternehmen und können durch Bündelung der Nachfrage nach Verwertungsleistungen günstigere Konditionen realisieren. Ende 1999 waren 13 miteinander konkurrierende *Compliance Schemes* registriert (EWERS et al., 2001, S. 43).

969. Verwertungszertifikate dienen im britischen System dem Nachweis von erbrachten Verwertungsleistungen. Sie geben an, wie viele Tonnen welchen Verpackungsmaterials auf welche Weise verwertet wurden. Zur Ausstellung von Verwertungszertifikaten berechtigte Verwertungsunternehmen beteiligen sich freiwillig an einem Akkreditierungs- und Monitoringverfahren durch die *Environment Agency,* um den wahrheitsgemäßen Inhalt der Verwertungszertifikate zu gewährleisten. Die akkreditierten Verwertungsunternehmen sind der *Environment Agency* zu einer vierteljährlichen Berichterstattung über Art und Umfang ihrer Verwertungstätigkeiten verpflichtet. Bei Unregelmäßigkeiten kann die Akkreditierung zu jeder Zeit entzogen werden.

Verwertungszertifikate sind ein Jahr gültig und an der so genannten *Environment Exchange,* einer 1998 gegründeten elektronischen Börse, frei handelbar. Da die Verwertungsleistungen aufgrund der spezifischen Anforderungen an die akkreditierten Verwertungsunternehmen standardisiert sind, können verpflichtete Unternehmen

bzw. *Compliance Schemes* das Angebot an Verwertungsleistungen alleine mithilfe der Zertifikatpreise bewerten und vergleichen, wodurch Wettbewerb und Effizienz gefördert werden. Zugleich spiegelt die Entwicklung der Zertifikatpreise eventuelle Unter- bzw. Überkapazitäten bei den Verwertungsunternehmen wider und löst entsprechende Anpassungsprozesse aus.

970. Das britische Zertifikatsystem belegt nach Einschätzung des Umweltrates, dass die Erfüllung national vorgegebener Verwertungsquoten für Verpackungsabfälle nicht zwangsläufig die Errichtung einer monopolistischen Struktur erfordert, sondern bei sachgerechtem institutionellen Design auch in einem von Wettbewerb geprägten Umfeld möglich ist (vgl. auch EWERS et al., 2001, S. 43). Neben der starken Wettbewerbsorientierung besteht ein weiterer Vorteil des britischen Systems in der weitgehenden Austauschbarkeit von Verwertungsleistungen zwischen den verschiedenen Materialfraktionen und Verpackungstypen, die zu einer insgesamt kostenminimalen Realisierung der angestrebten Verwertungsquoten führen. Deutliche Kosteneinsparungen resultieren insbesondere daraus, dass die britische Regulierung keine Unterscheidung zwischen Verkaufs-, Transport- und Umverpackungen trifft, sodass sich die Verwertung auf die weitgehend sortenreine und homogene Fraktion der Transportverpackungen konzentrieren kann (vgl. BASTIANS, 2001, S. 159 ff.).

Kritisch anzumerken ist gegenüber dem britischen Ansatz, dass die Quotenerfüllung in Großbritannien derzeit insbesondere aufgrund unzureichender Systeme zur getrennten Erfassung von Verpackungsabfällen nicht gewährleistet erscheint. Vor dem Hintergrund erfolgreich arbeitender Erfassungssysteme in Deutschland wäre dies jedoch kein grundsätzliches Argument gegen die Übernahme eines Zertifikatsystems nach britischem Vorbild. Schwerer wiegt, dass aus Großbritannien auch verschiedentlich Vollzugs-, Monitoring- und Trittbrettfahrerprobleme berichtet werden (ENDS Report No. 317, Juni 2001, S. 16 ff.). Vor der möglichen Einführung eines solchen Systems in Deutschland wären deshalb noch zahlreiche Gestaltungsfragen zu lösen.

4.2.5.5 Zusammenfassung und Empfehlungen

971. Im Zusammenhang mit der Verpackungsverordnung besteht nach wie vor dringender Reformbedarf. Insbesondere im Bereich der Kunststoffverwertung erscheint eine Verbesserung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses erforderlich. Der Umweltrat erneuert deshalb seine Forderung (SRU, 2000, Tz. 869), die getrennte Erfassung und Verwertung von Kunststoffverpackungen auf großvolumige, gering verschmutzte und weitgehend sortenreine Hohlkörper und Folien zu beschränken. Demgegenüber sollten kleinteilige Kunststoffverpackungen zukünftig im Rahmen der kommunalen Restmüllentsorgung erfasst und der Abfallverbrennung mit Energierückgewinnung zugeführt werden.

Die Entwicklung neuer Sortiertechniken kann möglicherweise in den nächsten Jahren das Kosten-Nutzen-Verhältnis der stofflichen Verwertung von kleinteiligen Kunststoffverpackungen erheblich verbessern. Der Umweltrat empfiehlt vor diesem Hintergrund, Praxiserfahrungen mit den neuen Sortierverfahren abzuwarten und ihre Verallgemeinerungsfähigkeit als Stand der Technik zu testen. Bis dahin sollte eine Entscheidung über eine Reform der Getrenntsammlung aufgeschoben werden.

972. Umweltpolitischer Handlungsbedarf besteht auch im Bereich der Getränkeverpackungen. Nach den Erhebungen der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung hat der Mehrweganteil im Jahr 1999 mit nur noch knapp 68,7 % einen neuen Tiefststand erreicht. Dennoch rät der Umweltrat davon ab, ein Zwangspfand auf Einwegverpackungen zu erheben, denn diese Vorgehensweise wäre nicht nur von zweifelhafter ökologischer Effektivität, sondern auch mit erheblichen, nicht zu rechtfertigenden Zusatzkosten verbunden. Dies gilt auch für den im Juli 2001 in den Bundestag eingebrachten Entwurf zu einer Novelle der Verpackungsverordnung, der eine modifizierte Pfandregelung vorsieht. Der gegenüber Zwangspfand und Mehrwegquoten überlegene Weg besteht darin, durch Erhebung einer entsprechend differenzierten Abgabe die mit den verschiedenen Getränkeverpackungssystemen verbundenen Umweltkosten direkt den jeweiligen Verursachern anzulasten.

973. Auch für den Verpackungsbereich generell hält der Umweltrat die Vorgabe von starren Verwertungsquoten gegenüber einer vollständigen Anlastung der mit der Erzeugung, Verwendung und Entsorgung von Verpackungen verbundenen volkswirtschaftlichen Kosten nur für eine zweitbeste Lösung. In diesem Zusammenhang begrüßt der Umweltrat, dass die Fraktion Bündnis 90/Die Grünen ebenso wie Teile der SPD im Juli 2001 einen neuerlichen – wenn auch bisher erfolglosen Vorstoß – unternahmen, die bisherige Quotenregelung der Verpackungsverordnung durch eine Verpackungsabgabe zu ersetzen (Frankfurter Allgemeine Zeitung, 31. Juli 2001).

Sofern der Verordnungsgeber an der derzeitigen Quotenlösung der Verpackungsverordnung festhält, sollte aus Sicht des Umweltrates zumindest dafür Sorge getragen werden, dass die Erfüllung der Quoten in einem wettbewerblich geprägten Umfeld erfolgt. So ermöglicht die Verpackungsverordnung zwar prinzipiell einen Wettbewerb in der Entsorgung und Verwertung von Verpackungsabfällen, faktisch kommt jedoch der Duales System Deutschland AG aufgrund verschiedener Marktzutrittsschranken bisher eine Monopolstellung zu. Nach Einschätzung des Umweltrates könnten durch einen Wettbewerb zwischen verschiedenen Systembetreibern noch erhebliche Kostensenkungspotenziale aufgedeckt und technische bzw. organisatorische Innovationen angestoßen werden. Erste Forschungsergebnisse deuten darauf hin, dass verschiedene Möglichkeiten zur Einführung wettbewerblicher Strukturen in der Entsorgung und Verwertung von Verpackungsabfällen bestehen, wobei ein Lizenzsystem nach britischem Vorbild in der längerfristigen Perspektive die größten Effizienzpotenziale verspricht. Vor der möglichen Einführung eines solchen Systems wären jedoch im Einzelnen noch zahlreiche Gestaltungsfragen zu lösen.

4.2.6 Verwertung von Altholz

4.2.6.1 Regelungsbedarf

974. Zurzeit fallen in Deutschland jährlich zwischen 7,5 und 8,5 Mio. Mg Altholz an. Davon werden ca. 1,2 Mio. Mg stofflich und 1,6 Mio. Mg energetisch verwertet. Die gewöhnliche Art der stofflichen Verwertung von Altholz ist seine Aufbereitung zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen. Weitere Verwertungsverfahren wie die Holzpyrolyse oder die Holzvergasung haben bisher keine wesentliche Bedeutung erlangt. Bei der energetischen Verwertung wird Altholz in industriellen Feuerungsanlagen als Brennstoff eingesetzt. In den Export gehen 0,8 Mio. Mg pro Jahr; 3,5 Mio. Mg pro Jahr werden durch Ablagerung oder Verbrennung einer Beseitigung zugeführt. Für den Rest von immerhin 0,4 bis 1,4 Mio. Mg Altholz pro Jahr ist der Verbleib unbekannt (MARUTZKY, 2001).

975. Altholz weist häufig Schadstoffbelastungen auf. Von der Schadstoffbelastung sollte die Entscheidung abhängen, ob es zu verwerten oder zu beseitigen ist und welche Verwertungsvarianten gegebenenfalls in Betracht kommen. Bisher existieren jedoch weder in Deutschland noch in der EU spezifische rechtliche Vorgaben, die die Entsorgung von Altholz verbindlich regeln. Bemühungen, die umweltgerechte Entsorgung von Altholz sicherzustellen, sind seit geraumer Zeit im Gange. Das im Jahr 1997 vorgestellte LAGA-Papier „Anforderungen an die Entsorgung von Holzabfällen“ kam allerdings über das Entwurfsstadium nicht hinaus. Neben einigen länderspezifischen Leitfäden (s. z. B. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, 1998) existiert seit einigen Jahren das privatverbandliche RAL-Gütezeichen 428 „Recyclingprodukte aus Gebrauchtholz“. Mit der Festlegung maximaler Schadstoffbelastungen für Verwertungsprodukte aus Gebrauchtholz gibt dieses Zeichen Kriterien für die Eignung von Gebrauchthölzern zur Verwertung an (MARUTZKY, 2001). Für den Bereich der energetischen Verwertung liegen weitere Regelungen bzw. Regelwerke vor, so beispielsweise die Vorgabe von Grenzwerten für Spurenstoffe in Holzpresslingen (Pellets und Briketts) durch die DIN 51 731. Mit Regelungen dieser Art lässt sich allerdings schon mangels Verbindlichkeit eine umweltverträgliche Entsorgung von Altholz nicht sicherstellen. Gegenwärtig ist daher insbesondere nicht auszuschließen, dass von der Schadstoffbelastung her ungeeignetes Altholz stofflich verwertet wird. Mit der geplanten Verordnung über die Entsorgung von Altholz soll sich dies ändern.

4.2.6.2 Entwurf der Verordnung über die Entsorgung von Altholz – Wesentliche Inhalte

976. Der vorliegende Entwurf für eine Verordnung über die Entsorgung von Altholz vom 3. September 2001 (BMU, 2001) umfasst den Entwurf einer Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung – AltholzV; Abschn. 4.2.6.2.1) sowie ergänzende Änderungen der Chemikalienverbotsverordnung und der Gefahrstoffverordnung (Abschn. 4.2.6.2.2).

4.2.6.2.1 Altholzverordnung

977. Mit der geplanten Altholzverordnung sollen erstmals verbindlich spezifische Anforderungen an die Verwertung von Altholz gestellt werden. Unter Altholz wird dabei als Abfall angefallenes Industrierestholz und Gebrauchtholz verstanden (s. i. E. § 2 Nr. 1-3 AltholzV-E). Zur Beseitigung von Altholz enthält der Entwurf der Altholzverordnung nur die Vorgabe, dass nicht verwertetes Altholz zum Zweck der Beseitigung thermisch zu behandeln ist (§ 9 AltholzV-E). Für Altholz wird damit – voraussichtlich – die unvorbehandelte Ablagerung schon vor dem durch die Abfallablagerungsverordnung gesetzten Zeitpunkt enden (Tz. 788).

978. Die Verwertungsmöglichkeiten sollen künftig in präzisierter Weise von der Schadstoffbelastung des Altholzes abhängig sein. Zur diesbezüglichen Einstufung des Altholzes führt der Entwurf vier nach Belastung abgestufte Kategorien ein: nicht-behandelt (A I), behandelt (A II), belastet (A III) und besonders belastet (A IV). Einen Sonderfall bildet das so genannte PCB-Altholz, das nach den Vorschriften der PCB/PCT-Abfallverordnung zu entsorgen ist. Dies betrifft insbesondere Dämm- und Schallschutzplatten, die mit Mitteln behandelt wurden, welche polychlorierte Biphenyle enthalten. Auf der Grundlage der dargestellten Kategorisierung (s. i. E. § 2 Nr. 4 und 5) wird die Zulässigkeit von Verwertungsmaßnahmen beschränkt; in den verschiedenen Verwertungsverfahren dürfen jeweils nur die Altholzkategorien verwertet werden, die nach den Anhängen I-III des Verordnungsentwurfs zur Verwertung in diesem Verfahren zugelassen sind. Hinzu kommen teilweise noch verfahrensspezifische, ebenfalls in den Anhängen aufgelistete zusätzliche Anforderungen.

Stoffliche Verwertung

979. Stoffliche Verwertungen sind nach dem Entwurf der Altholzverordnung (§ 2 Nr. 7):

– die Aufbereitung von Altholz zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen,

– die Gewinnung von Synthesegas zur Herstellung von Methanol und

– die Herstellung von Aktivkohle/Industrieholzkohle.

Diese Definition hat abschließenden Charakter. Von ihr nicht erfasste Verfahren der stofflichen Nutzung fallen demnach nicht unter den Begriff der stofflichen Verwertung im Sinne des Verordnungsentwurfs. Da als sachlicher Anwendungsbereich der Verordnung „1. die stoffliche Verwertung, 2. die energetische Verwertung und 3. die Beseitigung von Altholz“ bestimmt ist (§ 1 Abs. 1 AltholzV-E), fallen stoffliche Nutzungen, die nicht unter die angegebene Begriffsbestimmung subsumierbar sind, zugleich auch aus dem Anwendungsbereich der Verordnung insgesamt heraus. Dies bedeutet allerdings nicht, dass andere stoffliche Nutzungen unzulässig wären. Die Entwurfsbegründung geht zutreffend davon aus, dass andere Verfahren nach Maßgabe der allgemeinen Vorschriften des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes zulässig bleiben (BMU, 2001, S. 52).

Diese Regelung ist weder unter rechtssystematischen Gesichtspunkten noch in ihren inhaltlichen Konsequenzen befriedigend. Rechtssystematisch bedeutet sie, dass, bezogen auf Altholz, künftig mit zwei der Terminologie nach nicht unterschiedenen, in der Sache aber unterschiedlichen Begriffen der stofflichen Verwertung gearbeitet werden müsste: Stoffliche Verwertung im Sinne der Altholzverordnung wäre nicht dasselbe wie stoffliche Verwertung (von Altholz) im Sinne des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Was die inhaltliche Seite angeht, bedeutet die gewählte einschränkende Definition des Begriffs der stofflichen Verwertung in Verbindung mit der daran anknüpfenden Beschränkung des Anwendungsbereichs der Verordnung, dass der Verordnungsgeber in Bezug auf die davon nicht erfassten stofflichen Verwertungen Regelungszurückhaltung übt. Unklar bleibt, wie die Gewinnung von Synthesegas zum Zweck der Verbrennung behandelt werden soll. Die Biomasseverordnung (§ 2 Abs. 3 Nr. 2; s. auch Tz. 987) spricht die Möglichkeit der Nutzung von Altholz zur Gasgewinnung ausdrücklich an, indem sie aus Altholz erzeugtes Gas unter bestimmten Voraussetzungen als Biomasse im Sinne des Erneuerbare-Energien-Gesetzes qualifiziert. Als energetische Verwertung kann die Nutzung des Altholzes zur Erzeugung von Synthesegas, das verbrannt werden soll, nicht angesprochen werden, da es sich nicht um einen Einsatz von Abfällen *als* Ersatzbrennstoff (§ 4 III 1 KrW-/AbfG), sondern um einen Einsatz von Abfällen *zur Erzeugung* eines Ersatzbrennstoffs handelt. Um eine stoffliche Verwertung im Sinne der Altholzverordnung handelt es sich aber nach der oben wiedergegebenen Definition ebenfalls nicht.

980. Da die Abfalleigenschaft verwerteter Abfälle mit dem Abschluss der Verwertung endet, ist mit der gegebenen Definition der stofflichen Verwertung in § 2 Nr. 7 AltholzV-E zugleich festgelegt, wann die Abfalleigenschaft des stofflich verwerteten Altholzes endet – nämlich mit dem Abschluss der verordnungsgemäßen Aufbereitung zu Holzhackschnitzeln oder Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen bzw. mit der erfolgten Gewinnung von Synthesegas oder Aktivkohle.

981. Für zwei der verordnungsrechtlich geregelten stofflichen Verwertungsverfahren – Gewinnung von Synthesegas zur Herstellung von Methanol sowie Gewinnung von Aktivkohle – können alle vier Altholzkategorien eingesetzt werden. Für die Verwertungsart „Aufbereitung von Altholz zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen“ sind die Kategorien I-III (nicht behandeltes bis belastetes Altholz) zugelassen, wobei in den Kategorien II und III vorhandene Lackierungen und Beschichtungen vorab oder im Aufbereitungsprozess entfernt werden müssen. Nur die Kategorie IV (besonders belastet, z. B. mit Holzschutzmitteln) ist ausgeschlossen (§ 3 Abs.1 i. V. m. Anhang I AltholzV-E).

982. Zur Wiedereinschleusung in die Herstellung von Holzwerkstoffen, die nicht zuletzt in Wohnmöbeln Verwendung finden, werden damit in weitem Umfang auch Hölzer zugelassen, die mit holzfremden Stoffen verunreinigt sind. Zwar wird die Entfernung anhaftender Beschichtungen und Lackierungen verlangt (Tz. 981), und es wird der zulässige Schadstoffgehalt der aus Altholz hergestellten Holzhackschnitzel und Holzspäne begrenzt (Tz. 983); die Ausschleusung von Hölzern der nicht zugelassenen, höchstbelasteten Kategorie A IV soll außerdem durch Getrennthaltungs- und Sortierpflichten sichergestellt werden. Da Altholz der ausgeschlossenen Kategorie IV von Altholz der zugelassenen Kategorien zumindest teilweise nur durch Beprobung und Analyse unterschieden werden kann (zu den Möglichkeiten der Schnellerkennung näher BAHADIR et al., 2001), wäre die Einhaltung dieser Anforderungen in der Praxis aber allenfalls mit hohem Umsetzungs- und Vollzugsaufwand zu gewährleisten. Angesichts der eng begrenzten behördlichen Kapazitäten ist damit kaum zu rechnen. Selbst bei unterstellter Einhaltung der Anforderungen wird die zulässige Verwertung beschichteter und anderweitig behandelter Hölzer der Kategorien A II und A III zu Schadstoffeinträgen in den Wertstoffkreislauf führen, die bei engerer Beschränkung des zulässigen Altholzeinsatzes vermeidbar wären.

983. Für die gewählte Lösung, nach der die Verwertung belasteter Althölzer für die Holzwerkstoffproduktion in weitem Umfang zulässig bleibt, sprechen ausschließlich wirtschaftliche Gesichtspunkte. Das vorhandene wirtschaftliche Interesse an möglichst wenig eingeschränkter stofflicher Verwertbarkeit von Altholz beruht darauf, dass bei der Herstellung von Holzwerkstoffen ein relativ hoher Anteil der Kosten auf die Rohstoffe entfällt. Im Fall der Herstellung mitteldichter Faserplatten z. B. beträgt der Rohstoffkostenanteil 40 % für Holz und Chemikalien (KRUSE et al., 2001, S. 60 f.). Dementsprechend attraktiv ist im Prinzip der Einsatz von Altholz, für dessen Abnahme bei den Verwertern keine Kosten anfallen, sondern teilweise sogar noch Entgelte verlangt werden können (GÖRISCH, 2001, S. 22). Die bisherige wirtschaftliche Attraktivität der Verwertung auch belasteten Altholzes beruht also vor allem darauf, dass das Interesse der Erzeuger und Besitzer dieses Abfalls an der Vermeidung von Beseitigungskosten günstige Bedingungen für potenzielle Abnehmer schafft. Trotz des absehbar lückenhaften Vollzuges wird in der Holzwerkstoffbranche befürchtet, dass schon die im Verordnungsentwurf vorgesehenen Vorgaben zu einem starken Rückgang der verwerteten Mengen führen werden (GÖRISCH, 2001, S. 21). Die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen der bisherigen Verwertungspraxis werden sich allerdings auch unabhängig von den vorgesehenen verordnungsrechtlichen Restriktionen ändern. Angestoßen durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz befinden sich zahlreiche Anlagen zur energetischen Verwertung von Altholz in der Planung oder Errichtung. Für die Zukunft ist damit ein Wettbewerb um die verfügbaren Altholzmengen zu erwarten, der zu Verschiebungen im Stoffstrom- und Preisgefüge führen dürfte (GÖRISCH, 2001, S. 22). Wenn die Verwerter statt der heute gängigen Annahmeentgelte künftig Vergütungen zahlen müssen, wird der Altholzeinsatz in der Holzwerkstoffbranche an wirtschaftlicher Attraktivität verlieren.

984. Aus ökologischer Sicht spricht nichts für die stoffliche Verwertung beschichteter, lackierter und ähnlich be-

handelter Altholzkategorien zur Herstellung von Ausgangsprodukten für Holzwerkstoffe. Der Rohstoff Holz, unter anderem Wald-Restholz (Schwachholz), ist in ausreichender Menge verfügbar. Bei einem jährlichen Holzwachstum von schätzungsweise 60 Mio. m^3 (roh) in deutschen Wäldern und einem Holzeinschlag von rund 40 Mio. m^3 (roh) (DIETER et al., 2001; OLLMANN, 2001) wächst der Holzvorrat der Wälder beträchtlich. An so genanntem Kalamitätenholz (Sturmholz und Borkenkäferholz, die nicht zum Altholz im Rechtssinne zählen) besteht derzeit sogar ein Überangebot (s. unter www.wald-online-bw.de/3holz/f1meistgeb.htm). Für belastete Hölzer stehen anstelle der Wiedereinschleusung in den Wertstoffkreislauf nicht nur theoretisch, sondern auch praktisch andere Verwertungsmöglichkeiten zur Verfügung, die weder mit einer Schadstoffanreicherung in Produkten noch mit umweltbelastenden Prozessen zur Entfernung von Beschichtungen, Lackierungen u. Ä. verbunden sind. Für die Verarbeitung zu Ausgangsprodukten der Holzwerkstoffherstellung bietet sich die Verwendung ausreichend vorhandener unbelasteter Hölzer an. Eine entsprechende Beschränkung der zulässigen Verwertung wäre wesentlich leichter zu überwachen. Die Verteilung der in belastetem Altholz enthaltenen Schadstoffe in Produkten könnte vermieden werden. Die Änderung chemikalienrechtlicher Vorgaben, die erforderlich ist, um die Verkehrsfähigkeit entsprechend belasteter Produkte sicherzustellen, würde sich erübrigen (Tz. 991 ff.). Unter ökologischen Gesichtspunkten wäre es daher sinnvoller, für die stoffliche Verwertung zur Erzeugung von Ausgangsprodukten der Holzwerkstoffherstellung von den in der geplanten Altholzverordnung vorgesehenen Kategorien ausschließlich das nicht bzw. nur mechanisch behandelte Altholz der Kategorie A I zuzulassen.

985. Für den zulässigen Gehalt an Schadstoffen in den aus Altholz gewonnenen Holzhackschnitzeln und Holzspänen zur Herstellung von Holzwerkstoffen sind im Verordnungsentwurf konkrete Grenzwerte vorgegeben. Überwiegend wurden dabei die Grenzwerte des im Jahr 1997 verabschiedeten RAL-Gütezeichens 428 übernommen. Zusätzlich wurden die Parameter PCB (dazu noch Tz. 991) und Cadmium aufgenommen. Anders als beim RAL-Gütezeichen ist außerdem kein Grenzwert für Teeröle im Verordnungsentwurf vorgesehen. Mit der Auswahl der insgesamt zehn Schadstoffparameter soll den in der Praxis typischerweise anzutreffenden Schadstoffen Rechnung getragen werden (BMU, 2001, S. 54). Tatsächlich kommt in Althölzern allerdings eine sehr viel größere Bandbreite an Schadstoffen vor. In einem Forschungsvorhaben wurden 76 biozide Holzschutzmittel-Wirkstoffe und sechs PCB-Kongeneren analysiert (BAHADIR et al., 2001, S. 29; THURMANN, 1999; s. auch STOLZ et al., 1998; zu den Wirkstoffen/Analyseverfahren s. BAHADIR et al., 2001, S. 37). Häufig enthalten die Rezepturen diverse Wirkstoffkombinationen, auch solche unter Verwendung von Flammschutzmitteln (s. FALBE, REGITZ, 1990, S. 1837).

Eine Begründung für die gewählten Grenzwerte fehlt. In der Literatur wurden für einzelne Parameter – insbesondere Arsen, Cadmium und PCP – deutlich niedrigere Grenzwerte vorgeschlagen (BIMBOES, ZIMMERMANN, 1998, S. 57). Die Grenzwerte des RAL-Gütezeichens 428, an die die Verordnungsregelung sich weitgehend anlehnt, sind ihrerseits unter anderem in Anlehnung an Erfahrungswerte festgelegt worden (MARUTZKY, 2001). Bei der Festlegung von Gütezeichenkriterien ist es üblich, sich an dem zu orientieren, was nach vorliegenden praktischen Erfahrungen machbar erscheint. Dies lässt die RAL-Werte als für eine unmittelbare Übernahme in Verordnungsrecht nur begrenzt geeignet erscheinen. Im Gegensatz zum RAL hat der Verordnungsgeber die Möglichkeit, die „Machbarkeitsbedingungen“ durch Vorgaben für den zulässigen Altholzinput regulativ zu beeinflussen. Bei der oben vorgeschlagenen Beschränkung des Altholzinputs (Tz. 984) könnten wesentlich niedrigere Grenzwerte eingehalten werden.

986. Für den Fall, dass es entgegen der obigen Empfehlung (Tz. 984) bei der Zulässigkeit des Einsatzes belasteter Altholzkategorien bleibt, stellt sich die Frage, ob es wünschenswert wäre, die Grenzwerte, die sich auf das verarbeitete Altholz beziehen, auch schon für das zur Verarbeitung bestimmte Altholz, d. h. „vor Schredder“ und bereits „ab Abfallerzeuger“ verbindlich zu machen (so die Forderung bei BIMBOES und ZIMMERMANN, 1998, S. 56). Empfohlen wird dies im Interesse der vorsorgenden Ausschleusung besonders belasteter Hölzer. Diese ist allerdings nach dem Verordnungsentwurf für die stoffliche Verwertung durch Aufarbeitung zu Ausgangsprodukten für die Herstellung von Holzwerkstoffen ohnehin geboten, da Altholz der Kategorie A IV hier nicht eingesetzt werden darf. Eine Absicherung dieser Anforderung durch „vor-Schredder-Grenzwerte“ wäre mit erheblichem zusätzlichen Beprobungs- und Analyseaufwand verbunden. Eine Verbindlichkeit „ab Abfallerzeuger“ wäre sinnvoll kaum zu institutionalisieren, da beim Abfallerzeuger noch nicht notwendigerweise feststehen muss, ob überhaupt die Verwertungsart angestrebt wird, für die die Grenzwerte gelten. Aus der Sicht des Umweltrates ist es daher sinnvoller, Vorsorgegesichtspunkten durch eine anspruchsvolle Festlegung der „nach-Schredder-Grenzwerte“ Rechnung zu tragen, von denen eine indirekte Steuerungswirkung zugunsten sorgfältiger Ausschleusung besonders belasteter Hölzer ausgeht.

Energetische Verwertung

987. Für die energetische Verwertung macht der Entwurf der Altholzverordnung nach Anlagenarten differenzierte Vorgaben zur Einsetzbarkeit der verschiedenen Altholzkategorien (s. i. E. § 3 Abs. 2 und Anhang III AltholzV-E). Die Umweltverträglichkeit der energetischen Altholzverwertung muss darüber hinaus vor allem durch anspruchsvolle emissionsseitige Standards sichergestellt werden, die nicht Regelungsgegenstand der Altholzverordnung sind (Tz. 885; s. etwa zur Schadstoffbildung bei der Altholzverwertung in Kleinfeuerungsanlagen PIEPER, 2001).

Von besonderem praktischen Interesse ist die energetische Verwertung von Altholz zur Energieerzeugung im Rahmen des Erneuerbare-Energien-Gesetzes. In diesem Zusammenhang ist die Verordnung über die Erzeugung von

Strom aus Biomasse (BiomasseV) vom 21. Juni 2001 (BGBl. I S. 1234) zu berücksichtigen. Die Biomasseverordnung regelt für den Anwendungsbereich des Erneuerbare-Energien-Gesetzes, welche Stoffe als Biomasse gelten, welche technischen Verfahren zur Stromerzeugung aus Biomasse in den Anwendungsbereich des Gesetzes fallen und welche Umweltanforderungen bei der Erzeugung von Strom aus Biomasse einzuhalten sind. Nach der Biomasseverordnung setzt die Qualifizierung von Altholz oder aus Altholz gewonnenem Gas als Biomasse voraus, dass das verwendete Altholz nach abfallrechtlichen Vorschriften energetisch verwertet werden darf; zusätzlich werden Anforderungen gestellt, die über die Anforderungen der geplanten Altholzverordnung an die energetische Verwertung hinausgehen (s. i. E. § 2 III Nr. 1, 2 und § 3 Nr. 4 Buchst. c BiomasseV). Diese Diskrepanz der Anforderungen ist nicht nachvollziehbar.

Getrennthaltung und Überwachung

988. Getrennthaltungs- und Sortiervorschriften sollen verhindern, dass unterschiedlich belastetes Altholz vermischt wird. Die Erzeuger und Besitzer von Altholz werden nach dem Entwurf verpflichtet, das Altholz an der Anfallstelle nach Herkunft und Sortiment gemäß Anhang IV AltholzV-E oder nach Altholzkategorien getrennt zu erfassen sowie getrennt zu sammeln, bereitzustellen, einzusammeln, zu befördern und zu lagern. Dies gilt allerdings nur für Mengen von insgesamt mehr als 1 Kubikmeter loses Schüttvolumen oder 0,3 Megagramm pro Tag sowie für PCB-Altholz, kyanisiertes oder mit Teeröl behandeltes Altholz, und außerdem nur soweit die Getrennthaltung zur Erfüllung der Anforderungen nach den §§ 3, 8 und 9 erforderlich ist (s. i. E. § 10 AltholzV-E). Aufgrund der zuletzt genannten Einschränkung bleibt die Reichweite der Getrennthaltungspflicht der Altholzerzeuger und -besitzer unklar (s. auch KAMINSKI und FIGGEN, 2001). Einer Pflicht zur Sortierung nach Abfallkategorien unterliegen auch die Betreiber von Verwertungsanlagen (§ 5 Abs. 1 AltholzV-E). Es ist deshalb fraglich, ob und gegebenenfalls unter welchen Voraussetzungen sich bei den Vorbesitzern eine Getrennthaltung im Hinblick auf die spätere Sortierpflicht des Verwertungsanlagenbetreibers erübrigt.

989. Klare, unter Kosten-Nutzen-Gesichtspunkten adäquate und praktisch durchsetzbare ordnungsrechtliche Vorgaben sind hier allerdings auch nur schwer möglich. Die effizienteste Aufteilung der Getrennthaltungs- und Sortierlasten im Verhältnis zwischen Verwertungsanlagenbetreibern und Vorbesitzern ergäbe sich voraussichtlich, wenn darüber am Markt entschieden würde, indem für die Abnahme unsortierten Altholzes bei einer Verwertungsanlage im Hinblick auf die damit dem Betreiber aufgebürdete Sortierlast entsprechend höhere Entgelte erhoben werden. Die einzige völlig eindeutige und vergleichsweise einfach kontrollierbare ordnungsrechtliche Regelung, nämlich eine *absolute* Verpflichtung zur Getrennthaltung nach Altholzkategorien, wäre jedenfalls schon deshalb nicht sinnvoll, weil bei den meisten von der Verordnung erfassten Verwertungsarten bzw. -anlagen der gleichzeitige Einsatz mehrerer Altholzkategorien – überwiegend sogar der Einsatz *aller vier* Kategorien – zulässig ist. Inhaltlich je nach beabsichtigter Verwertung differenzierte Getrennthaltungspflichten der Altholzerzeuger und -besitzer sind dagegen für die Behörden praktisch schwer überwachbar, weil derjenige, der Altholz nicht nach Kategorien getrennt hält, sich eventuellen behördlichen Beanstandungen gegenüber häufig darauf wird berufen können, dass eine Verwertung beabsichtigt sei, für die die Getrennthaltung nicht erforderlich ist. Das gilt jedenfalls, soweit die Richtigkeit dieser Behauptung nicht schon durch die konkrete Situation widerlegt wird. Die Vorstellung, dass die Behörden in der Lage wären, dies jeweils durch Kontrolle des Weiteren Verwertungsweges nachzuhalten, dürfte utopisch sein. Die jüngste Fassung des Verordnungsentwurfs erkennt dies implizit auch an, indem sie, anders als frühere Entwurfsfassungen, von einer Bußgeldbewehrung der Getrennthaltungsgebote absieht. Diesen wird damit ein eher symbolischer Status zugewiesen.

Für die vorgesehenen Getrennthaltungsregelungen ist daher sehr fraglich, inwieweit sie Aussicht auf praktische Umsetzung haben (vgl. auch KAMINSKI und FIGGEN, 2001). Die Beachtung der verordnungsrechtlichen Vorgaben für die Betreiber von Verwertungsanlagen soll zwar nach den §§ 6 und 7 AltholzV-E abgesichert werden durch Eigenüberwachungspflichten der Betreiber von Verwertungsanlagen sowie bei der stofflichen Verwertung zusätzlich im Wege der Fremdüberwachung durch eine von der zuständigen Behörde bekannt gegebene Stelle. Maßnahmen der Eigenüberwachung können aber eine behördliche Kontrolle nur ergänzen, nicht ersetzen. Die konkret vorgesehenen Überwachungsmaßnahmen und insbesondere die Fremdüberwachung beziehen sich außerdem bei der stofflichen Verwertung auf das bereits zerkleinerte Altholz. Hinsichtlich der Fremdüberwachung fehlen außerdem – wie bei den Überwachungsvorschriften des deutschen Umweltrechts leider allgemein üblich – effektivitätssichernde Vorgaben z. B. dahin gehend, dass Prüfungen unangemeldet zu erfolgen haben.

990. Im Hinblick auf den Aufwand und die absehbaren Umsetzungs- und Vollzugsdefizite bei den Getrennthaltungsgeboten für Abfallerzeuger und -besitzer sollte erwogen werden, auf gesonderte Getrennthaltungs- und Sortierpflichten zu verzichten. Letztlich sollen diese Pflichten der Einhaltung der inhaltlichen Vorgaben der Verordnung in Bezug auf die Zulässigkeit der Verwendung bestimmter Abfallkategorien in bestimmten Verwertungsprozessen dienen. Es liegt deshalb nahe, die Rechtspflichten der Beteiligten und damit auch das begrenzte behördliche Überwachungspotenzial auf diese *unmittelbar verwertungsbezogenen* inhaltlichen Pflichten zu konzentrieren. Es wäre dann Sache der Betreiber von Verwertungsanlagen, je nach ökonomischer Vorteilhaftigkeit entweder durch Annahmebedingungen oder Preisgestaltung auf Getrennthaltungs- und Sortierleistungen der Vorbesitzer einzuwirken oder die für eine bestimmte Verwertungsform vorgegebenen Anforderungen erforderlichenfalls durch eigene Sortierung sicherzustellen.

Der Einwand, dass damit die Vorsorgegesichtspunkte vernachlässigt werden, denen zusätzliche, schon im Vorfeld

ansetzende selbstständige Getrennthaltungspflichten dienen können, ist aus der Sicht des Umweltrates nicht berechtigt. Unter Vorsorgegesichtspunkten liegt es speziell für den Bereich der stofflichen Verwertung für die Holzwerkstoffherstellung näher, das Maß der gewünschten Vorsorge über restriktive Regelungen für den Einsatz belasteter Hölzer und entsprechend strenge Anforderungen an die stofflichen *Ergebnisse* der Altholzverarbeitung sicherzustellen (Tz. 984). Die Verwertungsprodukte weisen gerade im Fall der Verarbeitung von Altholz zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Holzwerkstoffherstellung auch die nötige leichte Kontrollierbarkeit auf. Im Übrigen werden über die indirekte ergebnisbezogene Steuerung hinaus auch gelegentliche inputbezogene behördliche Kontrollen bei den Betreibern von Verwertungsanlagen (dazu auch noch unter Tz. 994) erforderlich sein. Mit der Verankerung weitergehender, schon im Vorfeld ansetzender Rechtspflichten, an deren effektive Durchsetzbarkeit der Verordnungsgeber selbst nicht glaubt (Tz. 986), ist niemandem gedient.

4.2.6.2.2 Änderung der Chemikalienverbotsverordnung und der Gefahrstoffverordnung

991. Die Chemikalienverbotsverordnung und die Gefahrstoffverordnung enthalten Regelungen, die das Inverkehrbringen und die gewerbsmäßige Herstellung und Verwendung von Stoffen, Zubereitungen und Erzeugnissen mit bestimmten Stoffen verbieten. Inhalt und Reichweite dieser Vorschriften sind allerdings teilweise umstritten. Die diesbezüglichen Streitigkeiten betrafen in der Vergangenheit vor allem die Verkehrsfähigkeit PCB-belasteter Kunststoffprodukte aus dem Altkabelrecycling. Nach einer Auffassung lassen die Regelungen des Abschn. 13 des Anhangs zur Chemikalienverbotsverordnung eine begrenzte PCB-Belastung von Recyclingprodukten zu; nach anderer, im Oktober 2000 vom OVG Frankfurt/Oder bestätigter Auffassung beinhalten diese Regelungen dagegen ein Verbot des Inverkehrbringens PCB-haltiger Erzeugnisse außerhalb von geschlossenen Systemen (OVG Frankfurt/Oder, NVwZ 2001, S. 585; s. auch MAAß, 1999; SANDER, 1999, m. w. N.). Dieser Entscheidung zufolge wären auch Altholzprodukte nur verkehrsfähig, wenn sie PCB-frei oder jedenfalls nicht über eine etwaige allgemeine Hintergrundbelastung hinaus PCB-belastet sind. Um unter diesen Umständen klare und handhabbare Rahmenbedingungen für die Verwertbarkeit von Altholz zu schaffen, sehen die Artikel 2 und 3 der Verordnung über die Entsorgung von Altholz Änderungen der Chemikalienverbotsverordnung (Anhang Abschn. 13, 15 und 17) und der Gefahrstoffverordnung vor, mit denen die bestehenden Verbote in Bezug auf PCB/PCT und einige Diphenylmethane sowie PCP und Teeröle mit zusätzlichen Ausnahmen zugunsten der Altholzverwertung versehen werden. Hinsichtlich der Produkte der stofflichen Altholzverwertung wird für PCB und die übrigen in Abschn. 13 des Anhangs zur Chemikalienverbotsverordnung erfassten Stoffe in Übereinstimmung mit dem Grenzwert der Altholzverordnung ein Wert von 5 mg/kg festgelegt. Das Inverkehrbringen von Altholz zum Zweck der Verwertung nach der Altholzverordnung wird ohne Beschränkung durch einen Grenzwert zugelassen; hier sollen nur die Regelungen der Altholzverordnung selbst – insbesondere also die kategorialen Beschränkungen für verschiedene Verwertungswege – gelten. Abzuwarten bleibt, ob die geplanten Änderungen der Chemikalienverbotsverordnung und der Gefahrstoffverordnung im Rahmen des eingeleiteten Notifizierungsverfahrens auch die Billigung der Europäischen Kommission finden werden.

992. Ob diese Änderungen sich als Beschränkungen oder als Erweiterungen der bisherigen rechtlichen Möglichkeiten der Altholzverwertung darstellen, hängt davon ab, wie man die bisher geltenden Vorschriften interpretiert. Folgt man der strikten Auslegung des OVG Frankfurt/Oder (Tz. 991), eröffnet die geplante Neuregelung Möglichkeiten der Altholzverwertung, die nach bisherigem Recht nicht bestanden; geht man dagegen von einer extensiveren Interpretation aus, stellen sich die neuen Regelungen als eine Beschränkung der Schadstoffverteilung durch die Altholzverwertung dar. Soweit sie die stoffliche Verwertung betreffen, würden die vorgesehenen neuen Ausnahmeregelungen sich allerdings sowohl in einer beschränkenden als auch in einer restriktiven Funktion erübrigen, zumindest aber wären sehr viel strengere Grenzwerte möglich, wenn insoweit von vornherein nur die Nutzung unbelasteter Hölzer zugelassen würde (Tz. 984).

Im Vergleich zur bisherigen *Praxis,* die sich jedenfalls nicht generell an der strengen Auslegung orientiert hat, dürfte es sich in jedem Fall um einen Fortschritt handeln – dies allerdings nur unter der Voraussetzung, dass die neuen Regelungen in der Praxis auch durchgesetzt werden. Der Umweltrat weist in diesem Zusammenhang noch einmal mit Nachdruck darauf hin, dass die in der Altholzverordnung vorgesehene Eigen- und Fremdüberwachung dies nicht sicherstellen kann. Hinsichtlich der gefahrstoffrechtlichen Vorschriften folgt dies schon daraus, dass die Überwachungsregelungen der Altholzverordnung sich auf diese Vorschriften gar nicht erstrecken. Hinsichtlich notwendiger Fremdüberwachung, einschließlich der Überwachung durch die jeweils zuständigen Behörden selbst, liegen die notwendigen personellen und sonstigen administrativen Maßnahmen nicht in der Kompetenz des Bundes. Die Voraussetzungen für eine wirksame Überwachung könnten und sollten aber für den Bereich des Abfallrechts wie auch sonst verbessert werden durch allgemeine bundesrechtliche Überwachungsvorschriften mit effizienzsteigernden Vorgaben beispielsweise dahin gehend, dass – wie oben bereits für die Fremdüberwachung nach der Altholzverordnung vorgeschlagen – routinemäßige behördliche Prüfungen und sonstige Fremdüberwachungen unangemeldet zu erfolgen haben.

993. Der Umweltrat bedauert, dass sich die vorgesehene Festlegung und Klärung der chemikalienrechtlichen Rahmenbedingungen auf den Bereich des Altholzrecycling beschränkt und nicht auch andere Verwertungsabfälle und Recyclingprodukte – insbesondere das im Hinblick auf PCB mengenmäßig sehr viel relevantere Altkabelrecycling – einschließt. Diesbezügliche Regelungen wären

dringend erforderlich gewesen, sind aber am Widerstand des Bundeswirtschaftsministeriums gescheitert.

4.2.6.2.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

994. Der Umweltrat begrüßt den mit der Verordnung beschrittenen Weg einer Spezialregelung zur Sicherung der umweltverträglichen Verwertung von Altholz. Der gewählte Regelungsansatz ist grundsätzlich sinnvoll. In den Einzelheiten sind jedoch noch Veränderungen wünschenswert. Dies betrifft neben dem Begriff der stofflichen Verwertung und, damit zusammenhängend, dem Geltungsbereich der Verordnung (Tz. 979) auch Teile der inhaltlichen Standards für die Verwertung. Für die Verarbeitung zu Ausgangsprodukten für die Holzwerkstoffherstellung sollten restriktivere Standards gesetzt werden, die leichter vollziehbar wären und eine Anpassung des Chemikalienrechts an die resultierenden Schadstoffbelastungen erübrigen würden. Auf absehbar unvollziehbare gesonderte Getrennthaltungspflichten sollte verzichtet werden. Die vorgesehenen Änderungen des Chemikalienrechts wären bei Festlegung strengerer Standards für die stoffliche Verwertung entbehrlich, soweit es um die Zulassung von Schadstoffbelastungen in den Produkten der stofflichen Verwertung (Holzhackschnitzel, Holzspäne, Holzwerkstoffe und daraus hergestellte Erzeugnisse) geht. Andererseits greifen sie insofern zu kurz, als dringendem analogen Regelungsbedarf für andere Verwertungsbereiche – insbesondere für das Altkabelrecycling – aufgrund von Widerständen seitens des Wirtschaftsressorts nicht Rechnung getragen wurde.

Die geplante Verordnung kann Standards nur für die Altholzverwertung in Deutschland setzen. Gegen die Ausfuhr von Altholz oder Altholzverwertungsprodukten ins Ausland liefert sie keine Handhabe. Daher lassen sich Ausweichbewegungen ins Ausland nicht ausschließen. Dementsprechend sollte eine Harmonisierung auf europäischer Ebene angestrebt werden. Eine vorausgehende richtungweisende Regelung auf nationaler Ebene verbessert auch dafür die Voraussetzungen (Abschn. 2.2.7).

4.3 Prognosen und Handlungsbedarf bei der Vorbehandlung von Siedlungsabfällen im Hinblick auf das Jahr 2005

995. Die Vorbehandlung zu beseitigender Abfälle in Verbrennungsanlagen und/oder mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen ist ein entscheidender Faktor für die langfristige Sicherheit der Deponien. Nur durch eine ausreichende Vorbehandlung wird gewährleistet, dass schädliche und insbesondere organische Substanzen so weit vernichtet oder inertisiert werden, dass sie nicht aus dem Abfall bzw. den letztlich abgelagerten Behandlungsrückständen in den Boden gelangen können. Um eine ausreichende Vorbehandlung im Bereich der Siedlungsabfallbeseitigung zu veranlassen, sieht die TA Siedlungsabfall (TASi) bekanntlich schon seit 1993 Zuordnungskriterien zur Bestimmung der Inerteigenschaften vor, die die Abfälle bei ihrer Deponierung erfüllen müssen und die im Wesentlichen nur durch eine Verbrennung der Abfälle erreicht werden können. Nur ausnahmsweise lässt die TA Siedlungsabfall bis zum 30. Mai 2005 auch noch die Ablagerung unvorbehandelter Abfälle zu, wenn eine Vorbehandlung in Ermangelung von Vorbehandlungskapazitäten nicht zumutbar ist. Die Vorgaben der TA Siedlungsabfall sind jedoch von vielen öffentlichen Entsorgungsträgern gar nicht oder nur sehr unzureichend umgesetzt worden; insbesondere ist die Ausnahmebestimmung so exzessiv angewandt worden, dass sich das Regel-Ausnahme-Verhältnis in einigen Ländern geradezu umgekehrt hat. Unter Berufung auf die eingeschränkte Verbindlichkeit der TA Siedlungsabfall als Verwaltungsvorschrift wurden sogar Ausnahmegenehmigungen über den vorgegebenen Stichtag hinaus erteilt.

996. Durch die am 1. März 2001 in Kraft getretene Abfallablagerungsverordnung (AbfAblV) soll dieses Vollzugsdefizit beseitigt und gewährleistet werden, dass spätestens nach dem 31. Mai 2005 wirklich keine unvorbehandelten Abfälle mehr abgelagert werden (PETERSEN, 2001, S. 601). Dazu sind die verwaltungsinternen Maßgaben der TA Siedlungsabfall nunmehr – in etwas modifizierter Form – in den Rang außenverbindlichen Rechts gehoben und durch spezielle Ordnungswidrigkeitstatbestände des § 7 AbfAblV flankiert worden. Nur noch thermisch oder mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle dürfen endgültig abgelagert werden (§ 3 Abs. 3 i. V. m. den Zuordnungskriterien des Anhangs 1 sowie § 4 Abs. 1 Nr. 2 i. V. m. den Zuordnungskriterien des Anhangs 2 AbfAblV). Von diesem „Vorbehandlungsgebot“ können für Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlämme und andere Abfälle mit hohen organischen Anteilen bis zum 1. Juni 2005 Ausnahmen zugelassen werden, sofern „die Nutzung vorhandener Behandlungskapazitäten nicht zumutbar ist“ (§ 6 Abs. 2 Nr. 1, Abs. 3 Nr. 1 AbfAblV). Nach diesem Zeitpunkt gilt das Vorbehandlungsgebot uneingeschränkt (Tz. 788).

997. Die durch die Abfallablagerungsverordnung bekräftigte Zielsetzung, bis Mitte 2005 die Deponierung unvorbehandelter Abfälle endgültig zu beenden, ist nach wie vor sehr zu begrüßen. Dass dieses Ziel auch tatsächlich erreicht wird, ist allerdings durch das sanktionsbewehrte Verbot der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle allein noch nicht gewährleistet. Entscheidend ist vielmehr, dass ab 1. Juni 2005 auch die erforderlichen Vorbehandlungskapazitäten vorhanden sind. Gerade daran müssen jedoch nach den sich gegenwärtig abzeichnenden Abfallmengenentwicklungen einerseits und der Entwicklung bei den Vorbehandlungskapazitäten andererseits erhebliche Zweifel bestehen. Wie im Folgenden gezeigt werden soll, ist nach den verfügbaren Prognosen vielmehr mit erheblichen Defiziten bei den Vorbehandlungskapazitäten zu rechnen – sofern es dabei bleibt, dass die Siedlungsabfälle grundsätzlich als Abfälle zur Beseitigung im Inland zu entsorgen sind (Abschn. 4.3.1).

Nach Ansicht des Umweltrates spricht auch wenig dafür, dass die Abfallablagerungsverordnung allein durch ihre Sanktionsandrohungen die Entwicklung der Vorbehandlungskapazitäten in ausreichendem Maße beschleunigen

wird; vielmehr sieht der Umweltrat die Gefahr, dass die verantwortlichen Entsorgungsträger in Anbetracht mangelnder Vorbehandlungskapazitäten zu einem umweltpolitisch nachteiligen Ausweichverhalten veranlasst werden und dass das Ziel, ein Vollzugsfiasko der Ablagerungsverordnung zu vermeiden, zur politischen Begünstigung zweifelhafter Verwertungswege („Scheinvollzug durch Scheinverwertung“) verleitet (Abschn. 4.3.2).

4.3.1 Prognostizierte Abfallmengenentwicklung und Entwicklung der Vorbehandlungskapazitäten

4.3.1.1 Derzeitiges Aufkommen an vorzubehandelnden Abfällen

998. Unter die vorzubehandelnden Abfälle fallen im Wesentlichen die zu beseitigenden Fraktionen des Aufkommens an Siedlungsabfällen und Abfällen, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können (s. i. E. § 1 Abs. 1 AbfAblV). Vorbehandlungsbedürftig sind demnach insbesondere Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Garten- und Parkabfälle, Marktabfälle, Straßenkehricht, Bau(stellen)abfälle, Klärschlamm, Fäkalien, Fäkalschlamm, Rückstände aus Abwasseranlagen und Wasserreinigungsschlämme (TASi Nr. 2.2.1). Die Verfügbarkeit aktueller amtlicher Daten zur Abfallwirtschaft in Deutschland ist außerordentlich unbefriedigend. Seitens des Statistischen Bundesamtes wurden zuletzt im Jahr 1996 Daten zum Aufkommen von Siedlungsabfällen bzw. Restabfällen in Deutschland vorgelegt. Diese beziehen sich auf das Jahr 1993. Seitdem wurden lediglich ausgewählte vorläufige Ergebnisse der Abfallstatistik für die Jahre 1996 und 1997 bekannt gegeben (Statistisches Bundesamt, 2000). Eine Verbesserung dieser Datenlage ist dringend erforderlich.

Die verfügbaren Daten aus der Fachliteratur zum Aufkommen der Restabfälle in Deutschland sind nur bedingt verlässlich und nur begrenzt miteinander vergleichbar, da bei ihrer Ermittlung teilweise unterschiedliche Terminologien gewählt und nicht deckungsgleiche Definitionen von Siedlungsabfällen und damit auch von Restabfällen zugrunde gelegt wurden. Um eine Vergleichbarkeit der Zahlen zu ermöglichen, beschränken sich die nachstehenden Betrachtungen auf die Schnittmenge der jeweils berücksichtigten Abfallfraktionen. Die daraus resultierenden Restabfälle sind Teilfraktionen des Hausmülls (HM), der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle (hmäGA), des Sperrmülls (SM) und des Kehrichts bzw. der festen Infrastrukturabfälle. Unter der Bezeichnung „feste Infrastrukturabfälle“ werden alle festen Abfallarten zusammengefasst, die bei der Reinigung und dem Unterhalt kommunaler Infrastruktureinrichtungen anfallen (MUNLV, 1998), wie beispielsweise Marktabfälle, Straßenkehricht, Rückstände aus der Kanalisation, Garten-, Park- und Friedhofsabfälle. In Tabelle 4.3-1 sind verschiedene Schätzungen zum Aufkommen an Siedlungsabfällen zur Beseitigung gegenübergestellt. Legt man die neueste Prognose zugrunde, ist danach der derzeitig zu beseitigende Anteil des Aufkommens an Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Kehricht mit rund 22 Mio. Mg pro Jahr anzusetzen.

999. Bei der Ermittlung des derzeitigen Aufkommens an Restabfällen, die für die Auslegung von Vorbehandlungsanlagen relevant sind, müssen über die in Tabelle 4.3-1 berücksichtigten Abfälle hinaus noch weitere Abfallfraktionen betrachtet werden. Dazu gehören Sortierreste aus Anlagen zur Aufbereitung von gewerblichen Abfällen und verschiedenen verwertbaren Abfallfraktionen aus Haushalten, Abfälle mit höheren nichtmineralischen Anteilen aus Bautätigkeiten (Baustellenabfälle) und produktionsspezifische Abfälle. Für das Jahr 1998 ergab sich nach Ermittlungen der Prognos AG unter Berücksichtigung dieser zusätzlichen Abfallmengen ein Aufkommen an Restabfällen zur Beseitigung von 30,2 Mio. Mg. Für das Jahr 2000 wurde ein entsprechendes Aufkommen von rund 28,0 Mio. Mg prognostiziert. Ein Abgleich dieser Prognose mit den

Tabelle 4.3-1

Schätzungen zum derzeitigen deutschen Aufkommen an Restabfällen

Quelle	Bezugsjahr	Abfälle[1]	Abfall zur Beseitigung (Mio. Mg pro Jahr)
Bilitewski & Urban	1997	HM + SM + hmäGA + Kehricht	25,5
Prognos	1998	HM + SM + hmäGA + feste Infrastr.-Abfälle	23,9
UBA	1998	HM + SM + hmäGA + Kehricht	24,7[2]
Prognos	2000	HM + SM + hmäGA + feste Infrastr.-Abfälle	21,9[3]

[1] Das hier berücksichtigte Aufkommen an Siedlungsabfällen zur Beseitigung beschränkt sich auf Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und Kehricht bzw. feste Infrastrukturabfälle gemäß Tz. 998
[2] Abfallbilanzen der Länder des Jahres 1998, Angaben für Sachsen aus dem Jahr 1997, für Mecklenburg-Vorpommern und das Saarland aus dem Jahr 1999
[3] Prognose

Quelle: UBA, 2001b; BILITEWSKI und URBAN, 1999; Prognos AG, 2000

tatsächlichen Mengen ist mangels entsprechender Daten (Tz. 998) nicht möglich. Mindestens 98 % des hier berücksichtigten Aufkommens an Restabfällen dürften für eine künftige Abfallvorbehandlung in Betracht kommen (Prognos AG, 2000).

1000. Die vorgenannten Ermittlungen der Prognos AG schließen nur teilweise solche gewerblich-industriellen Abfälle mit ein, die aufgrund ihrer Beschaffenheit zu beseitigen wären, aber mehr oder weniger vermischt mit zu verwertenden Anteilen als Abfälle zur Verwertung deklariert werden. So werden in der Position Sortierreste aus Aufbereitungsanlagen von gewerblichen Abfällen und Abfällen aus Haushalten letztlich auch zu beseitigende Reste von Abfällen erfasst, die zunächst als Abfälle zur Verwertung deklariert waren. Andere Teilfraktionen wie beispielsweise die in Müllverbrennungsanlagen energetisch (schein-)verwerteten Gewerbeabfälle sind, da die Prognos-Studie für Industrie und Gewerbe nur die zu beseitigenden Restabfälle ermittelt hat, nicht erfasst. Auch diese Abfälle, deren Menge hier nicht genau abgeschätzt werden kann, nehmen Vorbehandlungs(anlagen)kapazitäten in Anspruch und müssen daher bei einer Abschätzung des künftigen Bedarfs an Vorbehandlungskapazitäten entsprechend berücksichtigt werden (Tz. 764).

4.3.1.2 Künftiges Aufkommen an vorzubehandelnden Abfällen

1001. Für das im Jahr 2005 zu beseitigende Aufkommen von Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen liegen mehrere Abschätzungen vor, die in Tabelle 4.3-2 aufgeführt sind. Erkennbar ist, dass sich das von der Prognos AG prognostizierte Aufkommen deutlich von den anderen Ansätzen unterscheidet. Dies beruht auf der unterstellten erheblichen Mengenreduzierung sowohl beim Hausmüll als auch bei den zu beseitigenden Gewerbeabfällen.

1002. Zur Ermittlung des Gesamtaufkommens an vorzubehandelnden Abfällen im Jahr 2005 sind ergänzend zu Tabelle 4.3-2 und analog zu Tz. 999 die Abfallfraktionen feste Infrastrukturabfälle, Baustellenabfälle, produktionsspezifische Abfälle und Sortierreste zu berücksichtigen. Das entsprechende Aufkommen wird von der Prognos AG mit 5,8 Mio. Mg pro Jahr beziffert. Jedoch können nach Einschätzung der Prognos AG davon 100 000 Mg pro Jahr Infrastrukturabfälle (hier: nur Straßenkehricht), die entweder verwertet oder direkt abgelagert werden können, sowie weitere 500 000 Mg pro Jahr produktionsspezifische Abfälle (mineralische Abfälle), die auf Deponien als Baumaterial verwertet oder ohne Vorbehandlung abgelagert werden können, abgezogen werden, sodass sich damit im Jahr 2005 in Deutschland ein gesamtes Aufkommen an vorzubehandelnden Abfällen von 23,2 Mio. Mg ergeben würde (Prognos AG, 2000).

Es steht allerdings infrage, ob dieses von der Prognos AG prognostizierte vorwiegend gewerblich-industrielle Zusatzaufkommen von 5,2 Mio. Mg pro Jahr – bezogen auf das Jahr 2005 – realistisch ist. Die dabei gegenüber dem derzeitigen Aufkommen unterstellte Reduzierung um rund 10 % aufgrund eines zu erwartenden höheren Kostenniveaus bei der Abfallbeseitigung erscheint zweifelhaft. Sie setzt voraus, dass Bemühungen um die Verhinderung bloßer Scheinverwertungen weitgehend erfolglos bleiben und selbst deren weitere Zunahme nur begrenzt eingedämmt wird. Der vorliegende Entwurf der Gewerbeabfallverordnung gibt zwar zu der Befürchtung Anlass, dass diese pessimistische Annahme sich als nicht ganz falsch erweisen könnte (Tz. 816 ff.); es ist aber nicht auszuschließen, dass im weiteren Verfahren noch Verbesserungen der Verordnung erreicht werden können. Zu berücksichtigen ist außerdem, dass ein Rückgang der zu beseitigenden Abfallmengen nicht mit einem Rückgang des Bedarfs an Vorbehandlungskapazität gleichgesetzt werden darf, weil ein erheblicher Teil der Abfälle, die heute im Wege der so genannten Verwertung entsorgt werden, nichtsdestoweniger Kapazitäten von Müllverbrennungsanlagen (MVA) in Anspruch nehmen kann (Tz. 1000).

Wie die deutlich höheren Annahmen anderer Autoren für das Aufkommen an Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen für das Jahr 2005 zeigen (vgl. Tabelle 4.3-2), fallen die Annahmen der Prognos AG über den zu erwartenden Rückgang an vorbehandlungsbedürftigen Abfällen aus dem Rahmen dessen, was sonst für wahrscheinlich gehalten wird. Die Bandbreite der möglichen Entwicklungen dürfte in etwa erfasst sein,

Tabelle 4.3-2

Prognostiziertes Aufkommen an Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen zur Beseitigung für das Jahr 2005

Quelle (Jahr der Veröffentlichung)	Abfallarten	Aufkommen (Mio. Mg)
Fa. Rethmann (1998)	HM + SM + hmäGA	23
Gallenkemper (1998)	HM + SM + hmäGA	22
BVSE (1998)	HM + SM + hmäGA	22
Prognos AG (2000)	HM + SM + hmäGA	18

Quelle: KUMMER und FISCHER, 1999, verändert

wenn man den optimistischen Prognosen der Prognos AG (Szenario 1) die Verhältnisse gegenüberstellt, die sich ergeben, wenn das von der Prognos AG für das Jahr 2000 ermittelte Restabfallaufkommen bis zum Jahr 2005 stabil bleibt (Szenario 2). Dies führt zu folgenden Szenarien für die im Jahre 2005 vorzubehandelnden Abfallmengen:

– Szenario 1: 23,2 Mio. Mg pro Jahr
– Szenario 2: 28,0 Mio. Mg pro Jahr.

Diese beiden Szenarien werden den weiteren Überlegungen zugrunde gelegt.

4.3.1.3 Derzeitige Kapazitäten zur Vorbehandlung von Abfällen zur Beseitigung

1003. Nach Angaben des Umweltbundesamtes (UBA, 2001b) waren im Jahr 2000 in Deutschland 61 Anlagen zur thermischen Behandlung von zu beseitigenden Siedlungsabfällen mit einer genehmigten Gesamtkapazität von 14,0 Mio. Mg pro Jahr in Betrieb. Die tatsächliche Vorbehandlungskapazität dieser Anlagen ist allerdings vom Heizwert der Abfälle und von der technischen Verfügbarkeit der Anlagen abhängig, sodass die genehmigten Kapazitäten nur einen Anhaltspunkt liefern können.

Im Hinblick auf eine zukünftige volle Ausschöpfung der technisch möglichen Kapazitäten der Müllverbrennungsanlagen wäre anzustreben, dass die im Vergleich zum Siedlungsabfall meist heizwertreicheren Abfälle aus dem gewerblichen Bereich durch Vorschaltanlagen kalorisch abgereichert werden. Die für einige Anlagen für den Fall von Störungen und Revisionen vorhandenen Reserveöfen könnten für einen anzustrebenden regionalen Anlagenverbund dauerhaft genutzt werden. Die Kapazitätserhöhung, die sich bei Ausnutzung der genannten Optimierungsmöglichkeiten im vorhandenen Anlagenbestand ergibt, dürfte mit etwa 10 % zu veranschlagen sein. Damit betrüge die derzeit schon technisch nutzbare Kapazität der deutschen Müllverbrennungsanlagen 15,4 Mio. Mg pro Jahr. Ein geringer Teil der Kapazitäten der Müllverbrennungsanlagen in Deutschland wurde bisher durch die Behandlung von Klärschlamm in Anspruch genommen. Dieser Anteil wird hier mit 140 000 Mg pro Jahr angesetzt (HAHN, 2001) (vgl. Tz 890).

1004. Nach Angaben des Umweltbundesamtes wurden Ende des Jahres 2000 in Deutschland 29 mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen (MBA) mit einer verfügbaren Gesamtkapazität von rund 1,7 Mio. Mg pro Jahr betrieben (UBA, 2001a und b). Die Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) gibt für dasselbe Jahr eine Vorbehandlungskapazität dieser Anlagen in der Höhe von 1,8 Mio. Mg pro Jahr an (ASA, 2000). Neuere Zahlen für das Jahr 2001 beziffern die derzeit betriebenen mechanisch-biologischen Behandlungskapazitäten auf 2,16 Mio. Mg (DOEDENS, 2001). Rechnet man demnach mit einer derzeitigen Vorbehandlungskapazität von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen von rund 2,2 Mio. Mg pro Jahr, dann ergibt sich für Deutschland eine derzeitige genutzte Vorbehandlungskapazität von rund 16,2 Mio. Mg pro Jahr bzw. – bei unterstellter Kapazitätsoptimierung – 17,6 Mio. Mg pro Jahr. Dabei ist aber zu beachten, dass eine regional sehr unterschiedliche Verteilung der Kapazitäten vorliegt. In Ostdeutschland betrug im Jahr 2000 die Vorbehandlungskapazität mit einer thermischen und sechs mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen insgesamt nur 364 000 Mg pro Jahr (UBA, 2001a und b). Das entspricht, bezogen auf die gesamte verfügbare Vorbehandlungskapazität in Deutschland, einem Anteil von 2,3 % bei einem Anteil von rund 22 % am Gesamtaufkommen an Restabfällen in Deutschland (Prognos AG, 2000).

4.3.1.4 Künftige Kapazitäten zur Vorbehandlung von Abfällen zur Beseitigung

1005. Nach Schätzungen des Umweltbundesamtes werden im Jahr 2005 in Deutschland 75 Anlagen zur thermischen Behandlung von Restabfällen mit einer genehmigten Gesamtkapazität von 17,6 Mio. Mg pro Jahr verfügbar sein (UBA, 2001b). Das bedeutet gegenüber heute einen Zuwachs von 3,6 Mio. Mg pro Jahr entsprechend 25,8 %. Für diese Prognose wurden neben dem vorhandenen Anlagenbestand die Anlagen berücksichtigt, die sich zurzeit noch in der Planungs- bzw. Genehmigungsphase oder in der Bauausführung befinden.

Vorhersagen für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung gestalten sich schwieriger. Um den Anforderungen der „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen“ zu genügen, sind zahlreiche bestehende Anlagen nachzurüsten, in ihren Verfahrenskonzeptionen mit möglichen Auswirkungen auf ihre Kapazitäten zu variieren und einige Anlagen sogar spätestens nach Ablauf der zulässigen Übergangsfrist stillzulegen, da sie im Sinne der 30. BImSchV als nicht nachrüstbar gelten (MÜLLER et al., 2001). So schätzt die Bundesregierung, dass lediglich mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen mit einer Behandlungskapazität von 0,5 Mio. Mg pro Jahr an den Stand der Technik angepasst werden können (Bundesregierung, 2001). Dies entspräche einer Einbuße von rund drei Viertel der heutigen Behandlungskapazitäten. Der Bundesregierung sind Entscheidungen für mindestens 15 neue MBA-Projekte mit einer Behandlungskapazität von etwa 2,0 Mio. Mg pro Jahr bekannt (Bundesregierung, 2001). Daraus ergibt sich insgesamt eine mechanisch-biologische Behandlungskapazität von 2,5 Mio. Mg pro Jahr, die für das Jahr 2005 als gesichert gelten darf. Um die in der Fachliteratur genannten Zahlen zu erreichen, die – weitgehend übereinstimmend – für das Jahr 2005 eine mechanisch-biologische Vorbehandlungskapazität von etwa 4,0 Mio. Mg pro Jahr prognostizieren (z. B. Bundeskartellamt, 2001; DOEDENS und GRIEßE, 2001; Prognos AG, 2000), wäre über den derzeitigen Planungsstand hinaus noch eine zusätzliche Behandlungskapazität von 1,5 Mio. Mg pro Jahr zu schaffen.

Die Gesamtkapazität der für die Vorbehandlung von Restabfällen genehmigten Anlagen dürfte demnach, sofern der prognostizierte Ausbau bei den mechanisch-biologischen Vorbehandlungskapazitäten noch rechtzeitig erfolgt, im Jahr 2005 bei 21,6 Mio. Mg pro Jahr liegen. Unter Berücksichtigung einer 10-prozentigen Kapazitätsoptimierung der thermischen Anlagen würde sich eine Vorbehandlungskapazität von insgesamt 23,4 Mio. Mg pro Jahr ergeben (vgl. Tab. 4.3-3).

Tabelle 4.3-3

Derzeitige und künftige Kapazitäten zur Abfallvorbehandlung

Jahr	2001		2005 Planungsstand 2001		2005 Planungsstand 2001 und weitere MBA-Anlagen im Kapazitätsumfang von 1,5 Mio. Mg/a	
Kapazitätsoptimierung	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit
MVA (Mio. Mg/a)	14,0	15,4	17,6	19,4	17,6	19,4
MBA (Mio. Mg/a)	2,2	2,2	2,5	2,5	4,0	4,0
Gesamt (Mio. Mg/a)	16,2	17,6	20,1	21,9	21,6	23,4

SRU/UG2002/Tab. 4.3-3

1006. Die in Abschn. 4.2.1 identifizierten beträchtlichen Mitverbrennungskapazitäten in deutschen industrielen Feuerungsanlagen sind nicht ohne weiteres als zusätzliche Vorbehandlungsoption ansetzbar (Abschn. 4.2.1.2). Die Betreiber von industriellen Feuerungsanlagen greifen im Regelfall ausschließlich auf Brennstoffsubstitute zurück, die vor allem technisch verträglich einsetzbar und nur gering schadstoffbelastet sind sowie über einen entsprechenden Heizwert verfügen (vgl. Tz. 855). Dies trifft auf heterogen zusammengesetzte vorbehandlungsbedürftige Abfälle nicht zu, sodass es vor einer Mitverbrennung zur Herstellung geeigneter Brennstoffsubstitute einer entsprechenden Aufbereitung bedarf, wie sie beispielsweise in der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung erfolgt. Soweit auch die bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung separierten heizwertreichen Abfallfraktionen von den Betreibern industrieller Feuerungsanlagen nicht als Brennstoffsubstitut abgenommen werden oder künftigen rechtlichen Anforderungen an die Qualität von Ersatzbrennstoffen nicht genügen, kann sogar ihre Unterbringung in Müllverbrennungsanlagen notwendig werden (Tz. 885 ff.; 1069 ff.). So könnte die Vorbehandlungsalternative MBA sogar zu einer weiteren – in den vorstehenden Berechnungen nicht berücksichtigten – Inanspruchnahme der MVA-Kapazitäten führen.

4.3.1.5 Bilanz

1007. Eine Gegenüberstellung der im Jahr 2005 zu erwartenden vorzubehandelnden Abfälle und der dann aus heutiger Sicht verfügbaren Vorbehandlungskapazitäten soll aufzeigen, inwieweit hier noch Handlungsbedarf besteht. Dafür werden die beiden oben dargestellten Szenarien für das entsprechende Abfallaufkommen (Tz. 1001 f.) herangezogen. Ausgehend vom heutigen Planungsstand bzw. von der prognostizierten optimierten Vorbehandlungskapazität in Deutschland errechnen sich für die beiden Szenarien Kapazitätsdefizite, die in Tabelle 4.3-4 aufgeführt sind.

1008. Die Szenarienbetrachtung zeigt, dass zwei wesentliche Grundvoraussetzungen zu erfüllen sind, wenn

Tabelle 4.3-4

Szenarienbetrachtung Restabfallaufkommen und Vorbehandlungskapazitäten im Jahr 2005
in Mio. Mg pro Jahr

Szenario 1				
Restabfallaufkommen Szenario 1	23,2	23,2	23,2	23,2
Vorbehandlungs-kapazitäten	20,1[1]	21,9[2]	21,6[3]	23,4[4]
Vorbehandlungsdefizit Szenario 1	3,1	1,3	1,6	– 0,2
Szenario 2				
Restabfallaufkommen Szenario 2	28,0	28,0	28,0	28,0
Vorbehandlungs-kapazitäten	20,1[1]	21,9[2]	21,6[3]	23,4[4]
Vorbehandlungsdefizit Szenario 2	7,9	6,1	6,4	4,6

SRU/UG2002/Tab. 4.3-4

[1] ohne Kapazitätsoptimierung, Planungsstand 2001
[2] mit Kapazitätsoptimierung, Planungsstand 2001
[3] ohne Kapazitätsoptimierung, Planungsstand 2001 und weitere MBA-Anlagen im Kapazitätsumfang von 1,5 Mio. Mg/a
[4] mit Kapazitätsoptimierung, Planungsstand 2001 und weitere MBA-Anlagen im Kapazitätsumfang von 1,5 Mio. Mg/a

das Vorbehandlungsgebot der Abfallablagerungsverordnung ohne problematische Ausweichreaktionen (vgl. Tz. 1016 ff.) umsetzbar sein soll. Zum einen müsste das Aufkommen an vorzubehandelnden Abfällen im Vergleich zum heutigen Niveau deutlich abnehmen. Zum anderen müssten bis zum Jahr 2005 in erheblichem Umfang bisher noch nicht vorgesehene zusätzliche Vorbehandlungsan-

lagen entstehen. Wenn die zu beseitigenden Abfallmengen wie erhofft zurückgehen, so wird – bei Kapazitätsoptimierung der thermischen Anlagen – einzig im optimistischeren Szenario 1 nur dann ein Defizit vermieden, wenn im Jahr 2005 trotz des Wegfalls von drei Viertel der derzeitigen Kapazitäten eine jährliche Behandlungskapazität durch MBA-Anlagen von 4,0 Mio. Mg verfügbar ist.

1009. Allenfalls bei Annahme der oben genannten sehr günstigen Voraussetzungen scheint ein ausgeprägtes Vorbehandlungsdefizit vermeidbar. Wie bereits ausgeführt, ist jedoch infrage zu stellen, ob das Aufkommen an vorbehandlungsbedürftigen Abfällen so deutlich abnehmen wird (–17,1 % gegenüber Aufkommen im Jahr 2000), wie es für das optimistische Szenario 1 angenommen wurde (vgl. Tz. 1002). Da mit einem Rückgang des Gesamtabfallaufkommens in dieser Größenordnung nicht zu rechnen ist, müssten zurzeit noch vorzubehandelnde Abfälle durch eine entsprechende Verwertung (z. B. beim Sperrmüll) verstärkt außerhalb von Abfallvorbehandlungsanlagen entsorgt werden. Sollte das Szenario 2 zutreffen, demzufolge das Defizit bei mindestens 4,6 Mio. Mg pro Jahr liegt, so erscheint die rechtzeitige Schaffung der fehlenden Vorbehandlungskapazitäten unrealistisch. Bei Annahme einer durchschnittlichen MVA-Kapazität von 200 000 Mg pro Jahr würde dies bis zu 23 zusätzliche Verbrennungsanlagen erfordern. Hinzu kommt, dass die erhebliche Inanspruchnahme von Vorbehandlungskapazitäten durch die so genannte thermische Verwertung von gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen in den obigen Szenarien nicht berücksichtigt ist und dass sich eine erhebliche Verschlechterung der Prognosen für den Fall der Unabsetzbarkeit der MBA-Restfraktion in der industriellen Abfallmitverbrennung ergibt.

1010. Das anhand der beiden Szenarien für Deutschland prognostizierte Defizit an Vorbehandlungskapazitäten im Jahr 2005 würde sich sehr ungleichmäßig auf die Bundesländer verteilen. Während in einzelnen Bundesländern zum Teil große Defizite an Vorbehandlungskapazitäten zu erwarten sind, lassen sich für andere Bundesländer sogar Überkapazitäten ausmachen. Die Studie der Prognos AG, die dem oben genannten Szenario 1 zugrunde liegt, weist – wie in Tabelle 4.3-5 erkennbar – für den Freistaat Bayern und die Hansestädte Bremen und Hamburg Überkapazitäten zur Vorbehandlung von Abfällen für das Jahr 2005 von insgesamt rund 1,2 Mio. Mg aus (Prognos AG, 2000). Bis zum Jahr 2010 prognostiziert die Prognos AG auch in den Ländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein und Saarland Überkapazitäten. Da die Vorhersage zu den Vorbehandlungskapazitäten im Jahr 2005 noch auf Daten des Jahres 2000 basiert, weichen die Angaben in Tabelle 4.3-5 von den in Tabelle 4.3-3 aufgeführten Kapazitäten ab.

Tabelle 4.3-5

Vorbehandlungskapazitäten für Restabfälle in Deutschland im Jahr 2005
in Megagramm

	Prognose Restabfallaufkommen 2005	voraussichtliche MVA-Kapazität	voraussichtliche MBA-Kapazität	Defizit(–) / Überschuss(+) an Vorbehandlungskapazitäten
Baden-Württemberg	1 891 000	1 405 000	250 000	– 236 000
Bayern	2 553 000	3 094 000	140 000	+ 681 000
Berlin	1 227 000	520 000	0	– 707 000
Brandenburg	1 026 000	0	155 000	– 871 000
Bremen	285 000	690 000	0	+ 405 000
Hamburg	731 000	820 000	0	+ 89 000
Hessen	1 766 000	995 000	160 000	– 611 000
Mecklenburg-Vorpommern	660 000	215 000	50 000	– 395 000
Niedersachsen	2 253 000	730 000	800 000	– 723 000
Nordrhein-Westfalen	5 894 000	5 270 000	440 000	– 184 000
Rheinland-Pfalz	941 000	495 000	260 000	– 186 000
Saarland	338 000	330 000	0	– 8 000
Sachsen	1 468 000	365 000	100 000	– 1 003 000
Sachsen-Anhalt	1 076 000	600 000	0	– 476 000
Schleswig-Holstein	849 000	666 000	100 000	– 83 000
Thüringen	868 000	120 000	115 000	– 633 000
Gesamt	23 826 000	16 315 000	2 570 000	– 4 941 000

Quelle: Prognos AG, 2000, verändert

Die in Tabelle 4.3-5 genannten Überkapazitäten werden mit dem Wirksamwerden des Verbots der Ablagerung ohne Vorbehandelung voraussichtlich von Abfällen aus Ländern mit nicht ausreichenden Kapazitäten in Anspruch genommen. Auffällig ist, dass gemäß Tabelle 4.3-5 in allen neuen Bundesländern erhebliche Vorbehandlungskapazitäten fehlen werden. Das dort zu erwartende Defizit würde immerhin rund 55 % des Gesamtdefizits in Deutschland ausmachen. Die Bemühungen um eine rechtskonforme Abfallbeseitigung vom Jahr 2005 an müssen aus heutiger Sicht besonders von den neuen Ländern und den Ländern Berlin, Hessen und Niedersachsen vorangetrieben werden.

4.3.1.6 Vorbehalte aus der Entwicklung der europäischen Entsorgungsmarktordnung

1011. Die in Abschn. 4.3.1.5 dargelegten Prognosen beruhen auf der Prämisse, dass die Vorbehandlung durch Müllverbrennung eine Beseitigung von Abfall ist, die nach § 10 Abs. 3 Satz 1 KrW-/AbfG im Inland zu erfolgen hat. Diese Annahme ist nach dem nationalen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz auch zutreffend. Zwar wird bei der Müllverbrennung regelmäßig auch ein gewisses Maß an nutzbarer Energie gewonnen, jedoch erkennt das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz eine solche energetische Nutzung nur unter den anspruchsvollen Voraussetzungen des § 6 Abs. 1 Satz 2 als zulässige energetische Verwertung an. Diese Voraussetzungen, ein Mindestheizwert des Abfalls von 11 000 kJ/kg und ein Feuerungswirkungsgrad der Anlage von mindestens 75 %, werden in der Restmüllverbrennung nicht, jedenfalls nicht durchgehend, erreicht. Sie gilt deshalb nach nationalem Recht in der Regel als Beseitigung (s. auch § 4 Abs. 4 Satz 1 2. Halbsatz KrW-/AbfG).

1012. Wie in Abschn. 4.1.5.1 ausführlich dargelegt wird, stehen die anspruchsvollen Abgrenzungskriterien des § 6 Abs. 2 Satz 1 KrW-/AbfG gegenwärtig in mehreren Verfahren auf dem Prüfstand des Europäischen Gerichtshofs. Die Kommission vertritt gegenüber der Bundesregierung die Auffassung, dass eine energetische Verwertung bereits dann vorliegt, wenn aus dem Abfall überhaupt irgendein energetischer Nutzen gezogen wird. In dem Klageverfahren C-458/00 gegen Luxemburg (Tz. 798) vertritt die Kommission diese Position ausdrücklich auch in Bezug auf Hausmüll.

Sollte sich die Kommission mit ihrer Auffassung durchsetzen, dass die Entsorgung von Abfall in Müllverbrennungsanlagen mit Abwärmenutzung eine Verwertung darstellt, so würde die Restmüllverbrennung als Verwertung insgesamt dem freien Warenverkehr unterstellt. Auch wenn dies nicht notwendigerweise das Ende der bestehenden Überlassungspflichten für Hausmüll bedeutet (Tz. 800 ff.), entfiele damit die bislang durch Artikel 4 Abs. 3a und i EG-Abfallverbringungsverordnung eröffnete Möglichkeit, die Restmüllverbrennung allgemein auf das Inland zu beschränken. Die öffentlichen Entsorgungsträger könnten in diesem Fall die ihnen überlassenen Restabfälle grundsätzlich auch im Ausland verbrennen bzw. mitverbrennen lassen. Damit würde ihnen schlagartig ein sehr viel größerer Entsorgungsmarkt eröffnet. Die Sorge um den Vollzug des Vorbehandlungsgebotes wäre damit möglicherweise erledigt – dies aber um den Preis einer transportaufwendigen Verlagerung von Abfallströmen ins Ausland mit umweltpolitisch bedenklichen Konsequenzen für die dortige abfallwirtschaftliche Entwicklung. Es müsste nämlich befürchtet werden, dass deutsche Abfälle wegen der hohen Preise, die für ihre Verbrennung erzielbar sind, im Ausland in erheblichem Umfang dort anfallende Abfälle aus der Vorbehandlung verdrängen würden.

1013. Dass der Europäische Gerichtshof die Müllverbrennung als Verwertung einstuft und damit eine grenzüberschreitende Verbringung ermöglicht, ist allerdings keinesfalls sicher. Wie in Kapitel 4.1 ausführlich dargelegt, gibt es gute Argumente gegen eine derart weite Auslegung der energetischen Verwertung (vgl. Tz. 800 ff.). Der Umweltrat fordert daher die Bundesregierung nochmals auf, sich auf Ebene der europäischen Rechtsetzung mit Nachdruck für eine sachgerechte Abgrenzung zwischen Beseitigung und energetischer Verwertung einzusetzen. Umweltpolitische Integrität kann der Bundesregierung in Bezug auf strenge Anforderungen der Abfallablagerungsverordnung nur dann attestiert werden, wenn sie sich auch auf der Gemeinschaftsebene für eine Entsorgungsmarktordnung einsetzt, die gewährleistet, dass die gar nicht oder allenfalls geringwertig nutzbaren Siedlungsabfälle nach Maßgabe des Verursacherprinzips im Inland und in der Nähe ihrer Entstehung umweltverträglich entsorgt werden. Andernfalls führt die Abfallablagerungsverordnung zwangsläufig zu einer Problemverlagerung ins Ausland. Auch dies ist als eines der nachfolgend zu erörternden Vollzugsrisiken der Abfallablagerungsverordnung zu bedenken.

4.3.2 Vollzugschancen und -risiken der Abfallablagerungsverordnung

1014. Wie dargelegt, sprechen die zurzeit verfügbaren Prognosen über die Entwicklung von Restabfallmengen und Vorbehandlungskapazitäten deutlich dagegen, dass am Stichtag des 1. Juni 2005 die ordnungsgemäße Vorbehandlung aller in Deutschland zu deponierenden Abfälle überhaupt möglich ist (Abschn. 4.3.1.5). Wenn sich die den Prognosen zugrunde gelegten Annahmen (insbesondere über die europäische Entsorgungsmarktordnung) nicht maßgeblich ändern, muss damit gerechnet werden, dass sich für ganz erhebliche Mengen der in Deutschland zu beseitigenden Abfälle keine Vorbehandlungsmöglichkeiten finden lassen werden.

Demgegenüber liegt der Abfallablagerungsverordnung offenbar die Annahme zugrunde, dass die Verordnung als außenverbindliches und sanktionsbewehrtes Recht nunmehr die verantwortlichen Kreise und Gemeinden dazu veranlassen werde, die erforderlichen zusätzlichen Behandlungskapazitäten bis spätestens zum Jahr 2005 noch zu schaffen.

1015. Die Annahme, dass die Schaffung ausreichender Vorbehandlungskapazitäten durch die Abfallablagerungsverordnung noch erzwungen werden könne, wird zwar

durch die oben ausgewerteten Prognosen nicht ohne weiteres widerlegt, denn die Prognosen sind sämtlich zu einer Zeit erstellt worden, als die Abfallablagerungsverordnung noch nicht in Kraft getreten war bzw. nicht einmal im Entwurf vorlag. Gleichwohl hat der Umweltrat erhebliche Zweifel daran, dass es allein mithilfe des antizipierten Vorbehandlungsgebotes in der kurzen noch verbleibenden Zeit gelingen wird, „das Ruder herumzureißen“ und rechtzeitig den Bau der noch fehlenden Vorbehandlungsanlagen zu veranlassen. Wie nachfolgend dargelegt wird, rechnet der Umweltrat vielmehr damit, dass das Vorbehandlungsgebot der Abfallablagerungsverordung keinen ausreichenden Investitionsdruck mehr entfalten (s. u. Abschn. 4.3.2.1), sondern in eine Situation führen wird, in der viele Verantwortliche sich gezwungen sehen werden, die Vorbehandlung auf ökologisch minderwertigen Wegen zu umgehen (Abschn. 4.3.2.2). Der durch das Vorbehandlungsgebot drohende Beseitigungsnotstand wird insbesondere dazu führen, dass den Tendenzen zu einem anspruchslosen Verwertungsbegriff sowie zur Scheinverwertung im Ausland – dann auch vonseiten der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger – weiter nachgegeben wird (Abschn. 4.3.2.3). Um dies zu verhindern, sollte das Steuerungskonzept der Abfallablagerungsverordnung korrigiert und ergänzt werden (Abschn. 4.3.2.4 und 4.3.2.5).

4.3.2.1 Unzureichende Steuerungswirkung des antizipierten Vorbehandlungsgebotes der Abfallablagerungsverordnung bis zum 1. Juni 2005

1016. Wenn es gelingen soll, die fehlenden Vorbehandlungsanlagen noch bis zum 1. Juni 2005 zu verwirklichen und in Betrieb zu nehmen, müssten die Investitionsentscheidungen jetzt gefällt und die Planungen alsbald begonnen und zügig vorangetrieben werden. Für den Bau von Müllverbrennungsanlagen reicht die Zeit schon jetzt kaum noch aus, denn von der Investitionsentscheidung aus gerechnet dauert die Realisierung einer Müllverbrennungsanlage selbst unter günstigsten Umständen auch heute noch länger als drei Jahre.

1017. Die der Abfallablagerungsverordnung zugrunde liegende Erwartung, dass die verantwortlichen Entsorgungsträger aufgrund des bevorstehenden strikten Vorbehandlungsgebotes tatsächlich noch rechtzeitig, also in allernächster Zeit damit beginnen werden, in großem Umfang neue Vorbehandlungsanlagen zu planen und zu bauen, hält der Umweltrat für unrealistisch. Mit dieser Erwartung dürfte die Steuerungswirkung des antizipierten Vorbehandlungsgebotes der Abfallablagerungsverordnung weit überschätzt werden.

An der mangelhaften Umsetzung der TA Siedlungsabfall zeigt sich schon seit Jahren deutlich, wie sich die Kommunen, Kreise und Länder nach Maßgabe ihrer besonderen politischen und wirtschaftlichen Interessen über die bundesrechtlichen Vorgaben hinwegsetzen (können). Die Hauptgründe dieser eklatanten Vollzugsdefizite gelten grundsätzlich auch gegenüber dem neuen Verordnungsrecht: Erstens sind die verantwortlichen Entsorgungsträger aufgrund der laufenden Entwicklung des Restabfallmarktes nicht dazu motiviert, in die Vorbehandlung zu investieren (Tz. 1018 ff.). Zweitens fehlen den Ländern geeignete Vollzugsmittel, um den Bau der Vorbehandlungsanlagen von den Kreisen und Gemeinden rechtzeitig zu erzwingen (Tz. 1021). Und drittens können diejenigen, die heute die nötigen Investitionen beschließen müssten, zu sehr damit rechnen, dass aufgrund von Schwierigkeiten der individuellen Verantwortlichkeitszurechnung eine mangelhafte Vorbereitung auf das Vorbehandlungsgebot keine gravierenden (persönlichen) Konsequenzen für sie haben wird (Tz. 1022).

Investitionshemmende Marktsituation

1018. Gegen den Eintritt der erhofften Vorwirkung des Vorbehandlungsgebotes spricht zunächst massiv die gegenwärtige Marktsituation der öffentlichen Entsorgungsträger. Es ist allgemein bekannt, dass die meisten öffentlichen Entsorgungsträger, die in den vergangenen Jahren eigene Müllverbrennungsanlagen gebaut haben und selbst betreiben, hohe Überkapazitäten beklagen. Die kostspielige Unterauslastung der in öffentlich-rechtlicher Trägerschaft betriebenen Müllverbrennungsanlagen hat viele öffentliche Entsorgungsunternehmen in wirtschaftliche Schwierigkeiten gebracht und die Kreise und Gemeinden dazu gezwungen, die Entsorgungsgebühren in politisch kaum mehr vermittelbarem Umfang zu erhöhen. Diese Misere der öffentlichen Entsorgungsträger ist nicht zuletzt darauf zurückzuführen, dass ihnen bis Anfang der Neunzigerjahre ein weiterer erheblicher Anstieg der Restabfallmengen prognostiziert wurde, die Vorhersagen sich aber später als grob fehlerhaft erwiesen haben. Wie oben (Tz. 1005 f.) gezeigt wurde, sind auch die aktuellen Prognosen über den weiteren Bedarf an Vorbehandlungsanlagen mit erheblichen Unsicherheiten belastet, die unter anderem aus offenen Fragen der noch stark im Fluss befindlichen europäischen Entsorgungsmarktordnung resultieren. Von daher liegt es auf der Hand, dass die politischen Entscheidungsträger in den Kreisen und Gemeinden neuen Prognosen, die eine Zunahme des Restmülls vorhersagen, skeptisch gegenüberstehen und in der Regel nicht freiwillig dazu bereit sein werden, weitere Vorbehandlungsanlagen zu bauen und zu finanzieren.

1019. Die zurzeit noch bestehenden erheblichen Überkapazitäten wirken sich auf dem Müllverbrennungsmarkt in einem beträchtlichen Angebotsüberhang und in weiterhin fallenden Entsorgungspreisen aus. In Anbetracht dieser Marktsituation besteht auch für diejenigen – primär verantwortlichen – öffentlichen Entsorgungsträger, die noch nicht über (ausreichende) eigene Vorbehandlungskapazitäten verfügen, keinerlei Anreiz zum Bau neuer Vorbehandlungsanlagen. Denn diese Entsorgungsträger müssen die Vorbehandlung nicht selbst vornehmen, sondern können private oder andere öffentlich-rechtliche Entsorgungsbetriebe damit beauftragen. Sie haben also grundsätzlich die Wahl, ob sie die ordnungsgemäße Vorbehandlung der ihnen überlassenen Abfälle durch den Bau eigener Vorbehandlungsanlagen vor Ort oder aber durch Entsorgungsverträge sicherstellen, die irgendwo auf dem bundesweiten Entsorgungsmarkt erfüllt werden

können. Solange die Vorbehandlung auf dem Entsorgungsmarkt noch zu günstigen Preisen angeboten wird, besteht wenig Neigung, die Bürger durch eine Vorbehandlungsanlage in eigener Nachbarschaft zu belasten. Von daher ist es ohne weiteres nachvollziehbar, dass auch die nicht entsorgungsautarken Gemeinden vom Bau einer Müllverbrennungsanlage oder einer Anlage zur mechanisch-biologischen Behandlung so weit und so lange wie möglich absehen.

1020. Wenn es gleichwohl zutreffen soll, dass aufgrund des Vorbehandlungsgebotes noch rechtzeitig mit den nötigen Investitionen zu rechnen ist, müssten die nicht entsorgungsautarken Gemeinden wenigstens in spürbarem Maße Vorbehandlungsleistungen auf dem Markt nachfragen. Denn wenn nicht wenigstens von einer erhöhten Nachfrage Investitionsanreize im Entsorgungsmarkt gesetzt werden, ist auch bei den privaten Entsorgungsunternehmen nicht mit einem baldigen Investitionsschub zu rechnen. Eine steigende Nachfrage nach Vorbehandlungsleistungen ist zurzeit noch nicht sicher zu beobachten. Im Gegenteil: Städte wie Hamburg, die erhebliche Kapazitätsüberhänge anzubieten haben, können immer noch nicht von einem signifikanten Anstieg der Nachfrage nach Vorbehandlungsleistungen berichten. Die Erwartung, nach dem 31. Mai 2005 nicht mehr ohne Vorbehandlung ablagern zu dürfen, scheint sich also bisher noch nicht nachfrageerhöhend niederzuschlagen. Die potenziellen Nachfrager verhalten sich zumindest in Teilen in Anbetracht weiter fallender Preise bewusst abwartend, was wiederum den Preisverfall begünstigt. Mit einer solchen Preisspirale wirkt der Entsorgungsmarkt der Verwirklichung des Vorbehandlungsgebotes ersichtlich entgegen.

Vor diesem Hintergrund müsste die Abfallablagerungsverordnung schon eine erhebliche Zwangswirkung auf die betroffenen Entsorgungsträger ausüben, um die Preisspekulationen zu beenden und den erforderlichen Nachfrage- und Investitionsschub zu bewirken. Der Umweltrat sieht jedoch nicht, woher der erforderliche Handlungsdruck kommen soll. Dass die Landesverwaltungen die nötigen Investitionen erzwingen werden, erscheint ebenso unrealistisch wie die Hoffnung, dass die verantwortlichen Kreise und Gemeinden aus Furcht vor Sanktionen und sonstigen (persönlichen) Konsequenzen doch noch rechtzeitig investieren werden.

Mangelnde Vollzugsmittel und mangelndes Vollzugsinteresse bei den Ländern

1021. Eine vollziehbare Pflicht, rechtzeitig neue Vorbehandlungsanlagen zu errichten, ergibt sich aus dem zukünftigen Vorbehandlungsgebot weder direkt noch mittelbar. Eine derartige Verpflichtung folgt insbesondere nicht aus der Konzeptpflicht der Entsorgungsträger nach § 19 Abs. 5 KrW-/AbfG oder aus der Planungspflicht der Länder nach § 29 Abs. 1 KrW-/AbfG (darauf verweisend aber SCHNURER, 2001, S. 5 f.). Diese Vorschriften bestimmen lediglich, dass die Länder unter Beteiligung der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger ihre Abfallwirtschaft in der vorgegebenen Form planen müssen; sie zwingen aber nicht zu einer bestimmten Planung, geschweige denn zu deren Ausführung. Über die Planungspflichten kann das bevorstehende Vorbehandlungsgebot auch wegen des Zeitbedarfs für Planung und Umsetzung des Geplanten kaum ausreichende Steuerungswirkung entfalten. Allerdings folgt aus der Entsorgungspflicht der zuständigen kommunalen Körperschaften, dass diese auch die nötigen Voraussetzungen für deren Erfüllbarkeit schaffen müssen. Angesichts der auf absehbare Zeit noch offen stehenden Möglichkeit, sich Vorbehandlungskapazitäten auf dem freien Entsorgungsmarkt zu sichern, wird es aber schwer fallen, aus dieser Entsorgungspflicht konkrete Anlagenplanungs- und Investitionspflichten einzelner Kommunen abzuleiten (Tz. 1022). Überhaupt dürfte kaum damit zu rechnen sein, dass die Landesverwaltungen die Kreise und Gemeinden spürbar unter Druck setzen werden. Erfahrungsgemäß besteht im Verhältnis der Entsorgungsträger zu den Abfallbehörden weit reichende Interessenparallelität, und die Kommunalaufsicht neigt selbst bei eindeutiger feststellbaren Rechtspflichten zur Zurückhaltung beim Gebrauch ihrer Anordnungsbefugnisse.

Keine ausreichende persönliche Verantwortung für die Schaffung der Vorbehandlungskapazitäten

1022. Es besteht auch wenig Hoffnung zu der Annahme, dass drohende Sanktionen oder sonstige Konsequenzen die verantwortlichen Kreise und Gemeinden dazu bewegen werden, rechtzeitig die Voraussetzungen zum Vollzug des strikten Vorbehandlungsgebotes zu schaffen. Zwar erfüllt die Ablagerung unvorbehandelter Abfälle nach dem 31. Mai 2005 den Tatbestand einer Ordnungswidrigkeit nach § 7 Abs. 1 Nr. 1 der Abfallablagerungsverordnung in Verbindung mit § 61 KrW-/AbfG, die nach § 61 Abs. 3 KrW-/AbfG mit einem Bußgeld von bis zu 100 000 DM geahndet werden kann, sowie unter Umständen auch den Straftatbestand des § 326 Abs. 1 Satz 4 des Strafgesetzbuchs (StGB). Insoweit wird die verbotswidrige Ablagerung unvorbehandelter Abfälle durchaus mit erheblichen Sanktionsrisiken verbunden sein. Das bloße Nichtverfügen über ausreichende Vorbehandlungskapazitäten zum Stichtag 1. Juni 2005 ist dagegen weder straf- noch bußgeldbedroht. Dieser Sanktionslage entsprechend ist zwar nicht damit zu rechnen, dass auf fehlende Vorbehandlungskapazitäten im Jahr 2005 in relevantem Ausmaß mit der verbotswidrigen Ablagerung unvorbehandelter Abfälle reagiert wird, wohl aber damit, dass die Beteiligten – teilweise auch bereits im Vorfeld – auf problematische andere Entsorgungswege ausweichen.

Verantwortungszuweisungen werden außerdem dadurch erschwert, dass aus der künftigen definitiven Geltung eines Vorbehandlungsgebots nicht ohne weiteres für bestimmte Akteure ein gegenwärtiger Imperativ zum Aufbau bestimmter Vorbehandlungskapazitäten ableitbar ist. Ein dafür bereits genannter Grund liegt darin, dass sich den Entsorgungsträgern gegenwärtig auf dem Entsorgungsmarkt immer noch ein großes Angebot an Vorbehandlungsüberkapazitäten bietet, sodass tatsächlich nicht alle Kommunen, die derzeit nicht über ausreichende eigene Vorbehandlungskapazitäten verfügen, selbst in den Aufbau oder die Erweiterung solcher Kapazitäten inves-

tieren müssen, um im Jahr 2005 ordnungsgemäß entsorgen zu können. Dadurch entsteht in der Perspektive des einzelnen Entsorgungsträgers der Anschein, als könne er sich im Bedarfsfall noch aus dem vorhandenen Angebot mit Vorbehandlungskapazitäten eindecken. Freilich wird dies nur denjenigen Gemeinden auch gelingen, die sich rechtzeitig dazu entscheiden, langfristige Entsorgungsverträge mit den Anbietern abzuschließen. Diesbezügliche Fehlkalkulationen werden aber rechtlich im Nachhinein kaum sanktionierbar sein, und was die politischen Verantwortlichkeiten angeht, ist zu befürchten, dass bei den Entscheidungsträgern eine Verantwortlichkeit für Investitionen, die sich im Nachhinein als überflüssig erweisen könnten, mehr gescheut wird als die Verantwortung für die Probleme, die entstehen, wenn nicht rechtzeitig investiert wird. Die Probleme, die entstehen, wenn vor dem Stichtag offensichtlich werden sollte, dass insgesamt keine hinreichenden Vorbehandlungskapazitäten aufgebaut worden sind, werden nämlich eher Probleme der Bundesregierung sein, die dann vor dem Scherbenhaufen ihres Steuerungskonzepts stünde, als Probleme der einzelnen Entsorgungsträger. Hieraus ergibt sich eine weitere problematische Interessenkonstellation insofern, als die Bundesregierung zur Vermeidung dieses Problems geneigt sein könnte, durch die Art der Ausübung ihrer Regulierungskompetenzen problematische Wege zur Verringerung der vorbehandlungsbedürftigen Abfallmengen wie zum Beispiel die Scheinverwertung gemischter gewerblicher Siedlungsabfälle zu begünstigen bzw. nicht hinreichend wirksam zu bekämpfen.

4.3.2.2 Die Konsequenzen mangelnder Vorbehandlungsmöglichkeiten nach dem 31. Mai 2005

1023. Soweit den öffentlichen Entsorgungsträgern nach dem 31. Mai 2005 Vorbehandlungskapazitäten fehlen und sie auch auf dem Inlandsmarkt keine entsprechenden Angebote finden können, bleiben ihnen – von der unwahrscheinlichen Variante der verbotswidrigen Ablagerung abgesehen – im Wesentlichen nur zwei Möglichkeiten, mit dieser Situation umzugehen, nämlich erstens die Verbringung der Abfälle ins Ausland und zweitens eine „vorläufige“ Zwischenlagerung.

Scheinverwertung im Ausland

1024. In Anbetracht des durch die Abfallablagerungsverordnung veranlassten Entsorgungsnotstands muss damit gerechnet werden, dass ein Teil der überschüssigen Abfälle ins Ausland exportiert und dort entsorgt wird. Wie sich in dem gegenwärtig noch zwischen den öffentlichen und den privaten Entsorgungsträgern geführten Konkurrenzkampf (s. Abschn. 4.1.1) eindrucksvoll gezeigt hat, bestehen nach der geltenden Rechtslage vielfältige Möglichkeiten, die Abfälle auf mehr oder weniger legale Art und Weise als Abfälle zur Verwertung zu deklarieren. Der Umweltrat hat in Kapitel 4.1 ausführlich dargelegt, wie diese Möglichkeiten zur „Scheinverwertung“ durch die aktuelle Rechtsprechung noch begünstigt und erweitert werden. So hat z. B. der VGH Mannheim in einer aktuellen Entscheidung (Urteil vom 24. Juli 2001, Az.: 10 S 2294/99) anerkannt, dass die Verbringung eines Abfallgemisches nach Italien als eine Verbringung zur Verwertung zuzulassen war, obwohl nur 15 % der betreffenden Abfälle verwertet und 85 % dort deponiert wurden (Tz. 763). In Verbindung mit der Rechtsprechung des BVerwG, nach der durch eine nachträgliche Vermischung von verwertbaren und unverwertbaren Abfällen ein insgesamt verwertbares Gemisch erzeugt werden kann (Tz. 810), eröffnet diese Rechtsprechung etliche Wege, das Gebot der Inlandbeseitigung zu umgehen. Wenn erst einmal ernsthafte Kapazitätsengpässe in der Vorbehandlung auftreten, werden vermutlich auch die öffentlichen Entsorgungsträger diese Wege nicht mehr zu versperren suchen, sondern sogar selbst beschreiten. Es bedarf keiner weiteren Erklärung, dass eine solche Entwicklung, bei der sich Deutschland de facto einen hohen nationalen Entsorgungsstandard durch Abfallexporte und eine Deponierung der Abfälle im Ausland sichert, umweltpolitisch nicht akzeptabel ist.

Zwischenlagerung und illegale Ablagerung ohne Vorbehandlung

1025. Vermutlich werden sich nicht für alle überschüssigen Restabfälle Exportmöglichkeiten finden lassen. Dann wird den betroffenen Entsorgungsträgern nur übrig bleiben, die Restabfälle zwischenzulagern. Freilich wird es sich bei solchen Zwischenlagerungen de facto regelmäßig um endgültige Ablagerung handeln. Praktisch gesehen erscheint es bereits fern liegend, dass auf ein und derselben Deponie längerfristig zwischen den endgültig – vor dem 1. Juni 2005 – abgelagerten und den nach diesem Zeitpunkt nur vorläufig gelagerten Abfallmengen unterschieden wird und diese Abfallmengen auch strikt getrennt werden. Unrealistisch wäre auch die durch eine Zwischenlagerung implizierte Erwartung, dass die großen Mengen der zunächst zwischenzulagernden Abfälle in absehbarer Zeit wieder aus den Zwischenlagern geholt und noch zusätzlich zu den laufend anfallenden Abfällen vorbehandelt werden könnten. Dies dürfte angesichts noch immer knapper Vorbehandlungskapazitäten schwer zu realisieren und außerdem auch politisch schwer durchsetzbar sein. Vor allem die erheblichen damit verbundenen finanziellen Belastungen dürften wegen der unvermeidlichen Willkür der Stichtagsregelung, von der dann abhinge, welche Abfälle liegen bleiben dürfen und welche nachträglich wieder abzutragen und der Vorbehandlung zuzuführen wären, schwer zu vermitteln sein. Die Zwischenlagerung der unvorbehandelten Abfälle würde also höchstwahrscheinlich – ähnlich wie im Bereich der atomaren Entsorgung – in ein verdecktes Vollzugsdefizit führen, das in der Sache weitaus problematischer wäre als das offene Eingeständnis eines Vollziehbarkeitsproblems und entsprechende Anpassungen der Rechtslage.

1026. Nach alledem stellt sich die Lage wie folgt dar: Sofern es bis zum Stichtag im Jahr 2005 dabei bleibt, dass die Restmüllvorbehandlung als Beseitigungsverfahren im Inland zu erfolgen hat, würde das strikte Vorbehandlungsgebot mit hoher Wahrscheinlichkeit bei vielen öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern zu einem akuten Entsorgungsnotstand führen. Um einen solchen Notstand abzuwenden oder nach Eintritt zu bewältigen und

eine illegale Ablagerung unvorbehandelter Abfälle zu vermeiden, werden Entsorgungsträger genötigt sein, Scheinverwertungen im Vorfeld der Überlassung zu begünstigen, die ihnen überlassenen Abfälle selbst einer Scheinverwertung im Ausland zuzuführen, bei der große Teile der Abfälle dort deponiert werden, oder die Abfälle zwischenzulagern. Zunehmendes Interesse an der Begünstigung zweifelhafter Verwertungsoptionen ist aufgrund dieser Rahmenbedingungen auch bei den für die abfallrechtliche Rechtsetzung Verantwortlichen zu befürchten. Eine solche Entwicklung kann umweltpolitisch nicht gewollt sein und muss rechtzeitig vermieden werden. Da eine echte, also wirklich nur vorübergehende Zwischenlagerung nicht realistisch ist und im Falle des offenen Nichtvollzugs des Vorbehandlungsgebotes beträchtliche Sanktionen drohen, wird vermutlich vor allem eine Verbringung ins Ausland angestrebt werden.

4.3.2.3 Mittelbare Auswirkungen auf die Entsorgungsstrukturen und die Entsorgungsmarktordnung

Das Vorbehandlungsgebot als Druckmittel für eine weitere Liberalisierung des Entsorgungsmarktes?

1027. Soweit die strengen Anforderungen der Abfallablagerungsverordnung am Ende nur mithilfe einer erheblich verstärkten Abfallverbringung umgesetzt werden können, werden dadurch auch die Bestrebungen zur weiteren Öffnung des Verwertungsmarktes für solche Entsorgungswege begünstigt, die (zumindest) das nationale Recht derzeit noch der ausschließlich im Inland vorzunehmenden Beseitigung zurechnet. In Kapitel 4.1 (Tz. 793) wurde ausführlich begründet, dass eine solche Ausweitung des freien Verwertungsmarktes auf ökologisch zweifelhafte Entsorgungswege, die nur zum Schein einer Nutzung, in Wahrheit aber ganz überwiegend der Beseitigung des Abfalls dienen, umweltpolitisch verfehlt ist. Dementsprechend wurde auch die passive Haltung kritisiert, die die Bundesregierung gegenüber diesen Liberalisierungsbestrebungen in der Gemeinschaft eingenommen hat. Aus den gleichen Gründen, die gegen eine solche Ausweitung des grenzüberschreitenden Entsorgungsmarktes sprechen, wird sich auch das Vorbehandlungsgebot kontraproduktiv auswirken, sofern die technischen Möglichkeiten zu seiner Umsetzung nicht rechtzeitig gegeben sind. So sehr eine anspruchsvolle Vorbehandlung aus der Zielsetzung einer möglichst umweltschonenden Entsorgung zu begrüßen ist, so wenig ist diesem Ziel durch eine Regelung gedient, die an den faktischen Möglichkeiten vorbeigehend massiv in einen Scheinvollzug durch Scheinverwertung im Ausland drängt. Indirekt würde damit auch die allgemeine Tendenz zu einer Öffnung des europäischen Entsorgungsmarktes gestärkt. Wenn nämlich öffentliche Körperschaften dazu übergehen, die ihnen überlassenen Abfälle im Ausland scheinzuverwerten, verliert auch die Überlassungspflicht ihre Plausibilität.

Das Vorbehandlungsgebot als Vorentscheidung für die mechanisch-biologische Behandlung?

1028. Aufgrund des höheren Zeitbedarfs für die Realisierung von Müllverbrennungsanlagen erscheint es bereits heute fast ausgeschlossen, dass die Vorbehandlungslücken bis zum 1. Juni 2005 überhaupt noch zu signifikanten Anteilen durch Verbrennungsanlagen geschlossen werden können. Vielmehr wird die geforderte Vorbehandlung sehr bald – wenn nicht schon heute – nur noch durch die wesentlich schneller zu realisierende MBA ermöglicht werden können. Das Vorbehandlungsgebot drängt folglich geradezu die öffentliche Abfallwirtschaft in die MBA, die bekanntlich mit der Abfallablagerungsverordnung erst nach langem Streit zugelassen wurde und zumindest bereichsweise deutliche ökologische Nachteile aufweist (Abschn. 4.4.2). Wenngleich der Umweltrat die MBA nicht prinzipiell ablehnt, hält er eine solche mittelbare Begünstigung dieser Vorbehandlungstechnik für umweltpolitisch höchst zweifelhaft. Fraglich erscheint bei einem massiven Kurswechsel zur MBA auch, ob überhaupt der Absatz der darin erzeugten Ersatzbrennstoffe umfassend gesichert ist.

4.3.2.4 Akuter Handlungsbedarf bei Bund und Ländern

1029. Die Möglichkeiten der Länder, die öffentlichen Entsorgungsträger zur Vorbereitung auf das Vorbehandlungsgebot zu zwingen, sind, wie dargelegt, beschränkt. Das antizipierte Vorbehandlungsgebot ist insoweit ein gutes Beispiel dafür, dass ein ordnungsrechtliches Gebot keinesfalls stets ein geeignetes und zielsicheres oder gar das wirksamste und schärfste Instrument ist, und zwar vor allem dann nicht, wenn es sich auf ein langfristiges Ziel richtet, das komplexe Planungs- und Investitionsaufgaben einschließt, ohne dass individuelle Beitragspflichten zur Zielerreichung hinreichend spezifiziert werden könnten.

1030. Immerhin besteht aber die Möglichkeit, von den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern einen Nachweis darüber anzufordern, dass überhaupt geeignete Schritte zur Umsetzung des Vorbehandlungsgebotes ergriffen wurden bzw. werden. Nur auf der Grundlage einer solchen Prüfung können gegebenenfalls auch weitere Maßnahmen zur Umsetzung oder Korrektur des Steuerungskonzepts der Abfallablagerungsverordnung vorgenommen werden. Konkret bedeutet dies, dass die für den Vollzug der Abfallablagerungsverordnung verantwortlichen Länder ihre öffentlichen Entsorgungsträger dazu verpflichten sollten, möglichst genau darzulegen, wie sie die Vorbehandlung der bei ihnen voraussichtlich im Jahr 2005 zu beseitigenden Abfälle gewährleisten wollen. Wenngleich durch einen solchen „Nachweis“ keine ganz verlässliche Planung und schon gar nicht deren Vollzug gewährleistet werden kann (s. Tz. 1021), sind wenigstens die tieferen Einblicke in die Planungen der Entsorgungsträger zu erwarten, die benötigt werden, um die weitere Entwicklung der Vorbehandlungskapazitäten und der betreffenden Abfallströme realistisch einschätzen zu können.

Die Bundesregierung kann einen solchen Nachweis zwar in Ermangelung einer Vollzugskompetenz nicht fordern. Sie sollte jedoch die dafür zuständigen Länder nachdrücklich dazu anhalten, sich über den Stand der Umsetzung gründlich zu vergewissern, um sodann mit der Bundesregierung darüber zu beraten, wie die oben dargestellten negativen Folgen abgewendet oder jedenfalls vermindert werden können.

Um ein Ausweichen auf ausländische Entsorgungsanlagen zu verhindern, ist ein entschlossener Einsatz gegen die Umgehung der anspruchsvollen Beseitigungsstandards durch Scheinverwertungen erforderlich. Dazu gehört vor allem, dass die Bundesregierung auf europäischer Ebene mit Nachdruck für eine anspruchsvolle Eingrenzung derjenigen Verbrennungsverfahren eintritt, die als energetische Verwertung einem grenzüberschreitenden Entsorgungsmarkt zugänglich sein sollen. Zudem müssen konkrete Regelungen gefunden werden, die es ausschließen, dass große Mengen von unverwertbaren Abfällen allein aufgrund einer Vermischung mit verwertbaren Abfällen als vermischter Abfall zur Verwertung ins Ausland verbracht werden können (Abschn. 4.1.5.3.2).

4.3.2.5 Zur Möglichkeit einer Abgabenlösung

1031. Wenn und sobald – insbesondere auch im Hinblick auf die Entwicklungen der europäischen Entsorgungsmarktordnung (Abschn. 4.1.5) – unabweisbar ist, dass bis zum 1. Juni 2005 nicht annähernd genug Behandlungskapazitäten zur Umsetzung des Vorbehandlungsgebotes der Abfallablagerungsverordnung bestehen werden, sollte die Bundesregierung nach Ansicht des Umweltrates nicht weiter an dem strikten Vorbehandlungsgebot festhalten. Vielmehr sollte die Befristung des Ausnahmetatbestands von § 5 Abs. 2 Nr. 1, Abs. 3 Nr. 1 AbfAblV verlängert werden; dies aber mit der Maßgabe, dass erstens Ausnahmen vom Verbot der unvorbehandelten Ablagerung nur noch bei nachgewiesener Nichtverfügbarkeit von Vorbehandlungsmöglichkeiten im Inland zugelassen werden und zweitens die Zulassung mit der Erhebung einer Abgabe verbunden wird, deren Höhe kein gezieltes Spekulieren auf derartige Ausnahmegenehmigungen, sondern im Gegenteil erhöhte Anstrengungen zur möglichst frühzeitigen Sicherung ausreichender Vorbehandlungskapazitäten auslöst (vgl. zu einer Abgabenlösung auch den Vorschlag bei SEIDEL, 2000, S. 235).

Durch eine an den Ausnahmetatbestand anknüpfende Abgabe könnte zum einen der finanzielle Vorteil ausgeglichen werden, den diejenigen Entsorgungspflichtigen erlangen, die ausnahmsweise keine Vorbehandlung vornehmen müssen. Zum anderen könnte eine solche Abgabe maßgeblich dazu beitragen, die oben dargestellten wirtschaftlichen und politischen Investitionshemmnisse zu beseitigen. Wenn die Abgabe mindestens den für die ordnungsgemäße Vorbehandlung aufzuwendenden Kosten entspräche, würde sich für die säumigen Gemeinden ein weiteres Abwarten mit dem Bau von Vorbehandlungsanlagen nicht mehr rentieren, und zugleich wäre von den durch die Abgabe zusätzlich belasteten Bürgern ein beträchtlicher politischer Druck auf die verantwortlichen kommunalen Entscheidungsträger zu erwarten. Wirksame Anreize zu frühzeitigen Investitionen in die Abfallvorbehandlung könnten insbesondere dadurch erzielt werden, dass diese Investitionen aus dem Abgabeaufkommen nach dem „Windhundprinzip“ umso stärker gefördert werden, je frühzeitiger sie erfolgt sind.

Verfassungsrechtlich kann eine solche Abgabe auch im Hinblick auf die Zweckbindung als so genannte Ausgleichsabgabe eigener Art im Sinne der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts (BVerfG, s. BVerfG E 57, 139, 167 f.; E 67, 256, 277; E 92, 91, 117) konzipiert werden.

4.3.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

1032. Nach den derzeit verfügbaren Prognosen über die Entwicklung der zu deponierenden Restabfallmengen einerseits und der Vorbehandlungskapazitäten andererseits müssen erhebliche Zweifel daran bestehen, dass nach dem 31. Mai 2005, wenn das Vorbehandlungsgebot der Abfallablagerungsverordnung ohne Ausnahmemöglichkeit gelten wird, eine Vorbehandlung aller zu beseitigenden Abfälle in Deutschland überhaupt möglich sein wird. Ausreichende Kapazitäten werden allenfalls unter der Voraussetzung verfügbar sein, dass sich erstens die zu beseitigenden Siedlungsabfallmengen im Verhältnis zum Aufkommen des Jahres 2000 bis 2005 um knapp 5 Mio. Mg pro Jahr reduzieren, dass zweitens bis zum Stichtag über die der Bundesregierung derzeit bekannten Planungen hinaus noch mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlagen mit einer Kapazität von insgesamt ca. 1,5 Mio. Mg pro Jahr in Betrieb genommen werden und dass drittens bis dahin alle anlagen- und betriebstechnischen Möglichkeiten der Kapazitätsoptimierung bei den vorhandenen Vorbehandlungsanlagen ausgeschöpft sind. Dabei ist der Kapazitätsbedarf für die vorbehandlungsbedürftigen gewerblichen Mischabfälle, die bereits gegenwärtig in kommunalen Vorbehandlungsanlagen nicht beseitigt, sondern „energetisch verwertet“ werden, noch nicht berücksichtigt. Dass Mitte des Jahres 2005 alle genannten Voraussetzungen erfüllt sein werden, ist nach Einschätzung des Umweltrates wenig wahrscheinlich. Von weniger optimistischen Prognosen ausgehend ergeben sich für 2005 Defizite an Vorbehandlungskapazitäten zwischen 1,3 Mio. Mg und 7,9 Mio. Mg pro Jahr.

1033. Dass allein die Abfallablagerungsverordnung die primär verantwortlichen öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger noch rechtzeitig dazu veranlassen wird, die nötigen Investitionen zu tätigen und die erforderlichen Vorbehandlungskapazitäten zu schaffen, erscheint vor allem aus drei Gründen unwahrscheinlich: Erstens wirkt zurzeit der Entsorgungsmarkt dem Vorbehandlungsgebot entgegen. Das gegenwärtig noch bestehende deutliche Überangebot an Müllverbrennungskapazitäten schreckt die Kreise und Gemeinden davon ab, Anlagen zu bauen oder Vorbehandlungsleistungen nachzufragen. Auch die nahe liegende Möglichkeit, dass die Vorbehandlungspreise noch weiter sinken, legt eher ein weiteres Abwarten nahe. Zweitens entfaltet das Vorbehandlungsgebot nur unzureichende verhaltenssteuernde Wirkung, weil die Akteure, die jetzt handeln müssten, um für ausreichende Kapazitäten im Jahr 2005 zu sorgen, aufgrund von Schwierigkeiten der individuellen Verantwortungszuschreibung nicht damit rechnen müssen, dass Versäumnisse gravierende Konsequenzen für sie haben werden. Schließlich – drittens – ist mit einem effektiven Vollzug durch die Länder nicht zu rechnen; dazu fehlt es ihnen in Bezug auf die relevante Entsorgungsplanung der Kreise und Gemeinden bereits an durchgreifenden Vollzugsmitteln.

1034. In Anbetracht dieser Sachlage sollten zunächst alle Bundesländer von ihren Kreisen und Gemeinden umgehend konkrete Nachweise darüber verlangen, wie diese das Vorbehandlungsgebot umsetzen wollen. Sofern solche Nachweise nicht überzeugend gelingen und sich nicht alsbald ein unerwarteter Investitionsschub bei der Vorbehandlung abzeichnet, muss damit gerechnet werden, dass der für 2005 absehbare Kapazitätsengpass zu ökologisch, politisch und rechtlich inakzeptablem Ausweichverhalten führt und darüber hinaus die europäische und nationale Abfallpolitik zur Eröffnung ökologisch bedenklicher Verwertungswege drängt. Die Bundesregierung sollte daher in diesem Fall ihr Steuerungskonzept rechtzeitig in der Weise umstellen, dass sie die Befristung der gegenwärtig zum Vorbehandlungsgebot geltenden Ausnahmeregelung verlängert und eine Ausgleichsabgabe auf den Gebrauch der Ausnahmemöglichkeit einführt. Entscheidend käme es dabei darauf an, dass die Höhe der Abgabe die Option, mit dem Aufbau der nötigen Vorbehandlungskapazitäten weiter zuzuwarten, unattraktiv macht. Die Abgabenhöhe müsste daher mindestens den Kosten der Vorbehandlung entsprechen. Um darüber hinaus einen wirksamen Anreiz für einen raschen Ausbau der Vorbehandlungskapazitäten zu setzen, wäre über eine Zweckbindung des Abgabenaufkommens der Bau von Vorbehandlungsanlagen umso stärker zu fördern, je frühzeitiger er erfolgt ist.

1035. Flankierend sollte die Bundesregierung auf nationaler und auf Ebene der Europäischen Gemeinschaft dafür sorgen, dass den für die Vorbehandlung verantwortlichen Entsorgungsträgern die Wege in eine billige „Scheinverwertung“ im Ausland versperrt werden. Das gilt selbstverständlich auch für den Fall, dass die Bundesregierung an dem strikten Vorbehandlungsgebot festhält

4.4 Aspekte der zukünftigen Hausmüllentsorgung

4.4.1 Sortiertechniken

1036. Zu den abfallwirtschaftlichen Errungenschaften der beiden zurückliegenden Jahrzehnte gehört die weitgehend getrennte Erfassung unterschiedlicher Hausmüllfraktionen (zur davon abweichenden Praxis im Bereich der hausmüllartigen Gewerbeabfälle s. Tz. 805 ff.). Fortschritte der Sortiertechnik, die vor allem auf Rationalisierungsbemühungen im Bereich der DSD AG zurückgehen, werfen allerdings die Frage auf, ob diese Techniken künftig nicht für den gesamten Hausmüll zur Anwendung kommen und sich die nicht unerheblichen mit der Vorsortierung verbundenen Belastungen dadurch erübrigen könnten.

4.4.1.1 Problemstellung

1037. Im allgemeinen Sprachgebrauch wird „Sortieren“ als Sammelbegriff für Fraktionieren und Trennen/Scheiden benutzt. Sortierung und die artverwandte Klassierung sind verfahrenstechnische Grundoperationen, die in der Abfallwirtschaft, aber auch im Bergbau sowie in der Steine-, Erden- und Baustoffindustrie seit langem eingesetzt werden. In der Abfallwirtschaft werden Sortiertechniken zur nachträglichen Sortierung der DSD-lizenzierten Leichtverpackungen, bei den Fraktionen Altglas, Altpapier, bald auch für die Altkunststoffverwertung aus Altfahrzeugen sowie in zunehmendem Maße bei der mechanisch-biologischen Abfallaufbereitung (MBA) eingesetzt. Es handelt sich dabei hauptsächlich um mechanische Verfahren mit der Zielrichtung, einen möglichst hohen Anteil des Abfallinputs einer hochwertigen Verwertung zuzuführen bzw. vermarktbare Stoffströme zu erzeugen. Um den Markt für hochwertige Sekundärrohstoffe bedienen zu können, müssen hohe Anforderungen an die Trennqualität und Reinheit der sortierten Fraktionen erfüllt werden. Nach länger zurückliegenden Erfahrungen und Schwierigkeiten bei der Trennung gemischten Hausmülls erschien bisher eine Vorsortierung der Abfälle am Anfallort als unverzichtbare Voraussetzung für die Erzeugung vermarktbarer Sekundärprodukte. So kam es zu der heute üblichen getrennten Erfassung der verschiedenen Fraktionen des Hausmülls.

Im Folgenden ist zu klären, ob moderne Sortieranlagen bei vermischtem Abfall aus Haushalten eine Sortierung gewährleisten können, die hohe Verwertungsquoten bei gleich bleibenden Reinheitsgraden bzw. Qualitäten der Sekundärrohstoffe ermöglicht. Dazu werden zunächst die bisherigen Erfahrungen mit der Aufbereitung gemischten Hausmülls und den wesentlichen Neuentwicklungen in der Sortiertechnik für die getrennt erfassten Abfallfraktionen Altglas und Leichtverpackungen vorgestellt. Anschließend wird geprüft, welche Rückschlüsse auf mögliche Aufbereitungsergebnisse von gemischtem Hausmüll aus diesen Erfahrungen gezogen werden können.

4.4.1.2 Sortierung kommunaler Abfälle

4.4.1.2.1 Erfahrungen mit der Aufbereitung gemischten Hausmülls

1038. Seit Anfang der Siebzigerjahre wurden mit der nachträglichen Sortierung gemischt eingesammelter Abfälle langjährige Untersuchungen durchgeführt. Während zunächst die Rückgewinnung stofflich verwertbarer Fraktionen im Mittelpunkt stand, orientierte man sich später aufgrund der zutage getretenen Schwächen der Aufbereitungs- und Sortiertechnik in Richtung Brennstofferzeugung. In Deutschland sollte in den Achtzigerjahren neben einer intensivierten Wertstofferfassung der Haushaltsabfall in Kompost und Brennstoff aus Müll (BRAM) getrennt werden (HÄRDTLE, 2001). Das „Bundesmodell zur Wiedergewinnung von Rohstoffen und zur Herstellung von Fertigprodukten aus Müll und Klärschlamm“ mit der dazu gebauten Demonstrationsanlage in Dußlingen lieferte im Hinblick auf die Erprobung des Einsatzes von Aufbereitungstechniken und deren verfahrenstechnische Anordnung nützliche Erkenntnisse bezüglich der Sortierung bzw. Sortierbarkeit von Hausmüll. Die Anlage wurde Ende des Jahres 1991 aus immissionsschutzrechtlichen Gründen stillgelegt. Letztlich konnte jedoch für das BRAM-Konzept auch an anderen Standorten die gewünschte Schad- und Störstoffabreicherung durch die vorgesehenen Aufbereitungs- bzw. Sortierprozesse nur selten erreicht werden (HÄRDTLE, 2001). Ursachen für

die Aufgabe des Konzeptes waren somit die prozessbedingten mangelhaften Materialqualitäten und die damit verbundenen geringen Erlöse für den Brennstoff und Kompost.

1039. Basierend auf diesen Erfahrungen hat der Umweltrat im Sondergutachten „Abfallwirtschaft" dargelegt, wie eine auf Sekundärrohstoffgewinnung ausgerichtete Abfallwirtschaft zu konzipieren sei. „Daher ist eine Abkehr von der althergebrachten gemischten Müllabfuhr notwendig, wobei eine Trennung der sich in der Verwertung gegenseitig störenden Komponenten (Störstoffe) sinnvollerweise der Einsammlung vorgelagert oder direkt in sie integriert werden muss. Diese Integration erfordert die aktive Mitwirkung des Abfallerzeugers in Form der Getrennthaltung, d. h. der Vorsortierung, verschiedener Abfälle im Haushalt und Gewerbe" (SRU, 1991,Tz. 965). Ziel dieser Vortrennung ist die weitgehend sortenreine Erfassung der Wertstoffe mit einer sich daran anschließenden hochwertigen, wenn möglich werkstofflichen Verwertung. Diese Wendung ist in den Neunzigerjahren mit der flächendeckenden Einführung der Getrenntsammlung für Papier, Glas, Kompost, DSD-Verpackungsmüll und Restmüll auch vollzogen worden.

4.4.1.2.2 Stand und Neuentwicklungen bei der automatischen Sortierung von Leichtverpackungen

1040. Das Gemisch der DSD-lizenzpflichtigen Leichtverpackungen wird in der Praxis zunächst einer Sortierung und anschließend einer weitergehenden Aufbereitung unterzogen, in der die in der Separationsstufe gewonnenen Vorprodukte unter anderem zu Kunststoffregranulat bzw. -agglomerat veredelt werden. Die Anlagen zur Sortierung der Leichtverpackungen sind für die vorgeschaltete Vorsortierung im Haushalt ausgelegt. Ergebnis der Vorsortierung sollte ein quasitrockenes, den DSD-Vorgaben entsprechendes Leichtstoffgemisch sein. Trotz Fehlwürfen kann das System so die angestrebte und vom Markt verlangte hohe Sortenreinheit der separierten Wertstoffe garantieren.

Die bei der DSD AG eingesetzten Sortiertechniken haben sich dynamisch entwickelt. War zu Anfang die manuelle Sortierung zentrales Element der stoffspezifischen Abtrennung von Wertstoffen aus dem Leichtverpackungsgemisch mit entsprechenden Fehlerquoten, wurden schrittweise auch in anderen Wirtschaftszweigen und Bereichen der Abfallwirtschaft bereits bewährte Sortiertechniken eingesetzt und kontinuierlich weiterentwickelt. Ergebnis dieser Entwicklung war, dass die manuelle Sortierleistung immer weiter reduziert werden konnte und zeitgleich die Ergebnisse der maschinellen Sortierung verbessert wurden. Über die Anwendung einzelner Sortieranlagen wie zum Beispiel Magnetabscheidern, Windsichtern und Wirbelstromabscheidern hinaus kam im Jahr 1997 die erste vollautomatische Pilot-Sortieranlage für Leichtverpackungen KAKTUS zum Einsatz, die die einzelnen Sortierstufen miteinander in einem Verfahrensablauf verband. Daraus wurde wiederum die ebenfalls vollautomatisch arbeitende SORTEC-Anlage entwickelt, die zunächst auf der Weltausstellung EXPO 2000 als Demonstrationsanlage und seit Anfang 2001 im Großraum Hannover als reguläre Sortieranlage und in Teilbereichen als Aufbereitungsanlage betrieben wird. Wesentliche Verfahrensschritte sind die trockenmechanische Vorsortierung, die nassmechanische Aufbereitung und die Kunststoffveredelung zur Gewinnung werk- und rohstofflich verwertbarer Kunststofffraktionen. Weitere Verfahrensentwicklungen folgten, wie beispielsweise die A.R.T.-Sortieranlage in Trier, bei der im Anschluss an eine umfangreiche trockenmechanische Aufbereitung eine weitergehende Trennung von Kunststoffarten erfolgt.

1041. Als wesentliche technische Neuerung in der Sortiertechnik für Leichtverpackungen ist die optoelektronische Anwendung der Nahinfrarotdetektoren bzw. der Nahinfrarotscanner zu nennen. Den Nahinfrarotgeräten werden spektrale Eigenschaften des zu sortierenden Materials als Unterscheidungsmerkmale vorgegeben. Auf Grundlage einer Spektralanalyse erkennt das Gerät Größe, Form und Farbe des Sortierguts, sodass mithilfe von Druckluftimpulsen die einzelnen Stücke vom Band in die dafür vorgesehenen Auffangbehälter transportiert werden können (DSD, 2001). Bei der A.R.T.-Anlage erfolgt eine Verknüpfung von Verfahrensschritten der trockenmechanischen Sortierung mit Modulen der Nahinfrarottechnik. Mithilfe einer Infrarot-Spektroskopie wird dabei sowohl eine Abtrennung von Getränkekartons während der trockenmechanischen Sortierung als auch eine Trennung von Kunststoffarten wie Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS) und Polyethylenterephthalat (PET) vorgenommen. Erreichbar werden dadurch weitestgehend sortenreine Kunststofffraktionen, bei gegenüber sonstigen Trenntechniken deutlich reduziertem Anteil an Mischkunststoffen (DSD, 2001).

Die hier beschriebene Entwicklung wurde möglich durch die Kombination optimierter, altbekannter Techniken der Abfallsortierung mit dem Einsatz leistungsfähiger Prozessoren zur Erfassung und Verarbeitung immenser Datenmengen in Echtzeit. Dadurch wurden automatische Erkennungsvorgänge und schnellere Zugriffzeiten im Sortierprozess realisierbar, die der manuellen Sortierung weit überlegen sind. Die heute verfügbaren Sortiertechniken für Leichtverpackungen erlauben es zudem, nicht mehr nach Verpackungsarten, sondern nach Materialeigenschaften zu sortieren. Trotz des vollautomatisch ausgelegten Arbeitsablaufs der modernen Sortieranlagen konnte bisher aber auf Sortierpersonal nicht vollständig verzichtet werden (DSD, 2001).

4.4.1.2.3 Zum Stand und Neuentwicklungen bei der Altglas-Sortierung

1042. Im letzten Jahrzehnt hat sich die Rohstoffbasis der Hohlglasherstellung stark zugunsten des Altglaseinsatzes verschoben. Dabei wurden die Annahmekriterien für Altglas seitens der Glashütten deutlich verschärft (JENSEN, 2001). Die notwendigen Reinheitsgrade sind durch eine Sortierung per Hand nicht mehr zu gewährleisten. Qualitätsprobleme stellen die durch Fehlwürfe hervorgerufenen Fehlfarben (z. B. Braunglas in Weißglas) und die eingetragenen Fremd- bzw. Störstoffe wie Keramik, Steine und Porzellan dar.

In den zurückliegenden Jahren haben Entwicklungen bei der optoelektronischen Sortierung in Echtfarben zu deutlich verbesserten Sortierleistungen geführt. So ermöglichen diese Sortierverfahren im Gegensatz zu den bereits seit langem bekannten monochromatischen Verfahren, auch gemischt vorliegendes Altglas nahezu farbenrein in einem Durchlauf zu separieren. Die Fehlfarbenquoten können dabei auf weniger als 1 % gesenkt werden (JENSEN, 2001). Das Altglas wird im freien Fall oder auf Rutschen mit Auflicht- oder Durchlichtbeleuchtung vor Kameras geführt. Die gewonnenen Bildinformationen werden in Druckluftimpulse umgewandelt, die mithilfe der zuvor berechneten Flugbahn den jeweiligen im freien Fall befindlichen Glaspartikel in den vorgesehenen Auffangbehälter umleiten (FZI, 2001). Inzwischen ist bereits jeder dritte Verwertungsbetrieb für Altglas mit optoelektronischen Systemen für die Sortierung nach Echtfarben ausgestattet (JENSEN, 2001).

4.4.1.2.4 Sortiertechnik bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

1043. Im Rahmen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) werden gemischte Restabfälle aufbereitet. Damit liegen andere Randbedingungen als bei der Sortierung von Glas oder Kunststofffraktionen vor. Die wesentlichen Verfahrenstechniken und -abläufe bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung wurden bereits in den zurückliegenden Umweltgutachten beschrieben (vgl. SRU, 2000 Tz. 941 f.; SRU, 1998, Tz. 599 ff.). Der Einsatz von Sortiertechniken wird von der jeweiligen Verfahrensausrichtung bestimmt. Zu unterscheiden sind dabei die folgenden drei Zielvarianten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (SRU, 1998, Tz. 608 f.):

– Zielvariante 1: optimierte biologische Endbehandlung von Restabfällen vor ihrer Deponierung,

– Zielvariante 2: optimierte biologische Endbehandlung von Restabfällen vor ihrer Deponierung, einschließlich Gewinnung von heizwertreichen Fraktionen zur energetischen Verwertung,

– Zielvariante 3: Erzeugung von vollständig energetisch und stofflich verwertbaren Stofffraktionen, mit dementsprechend vollständiger Entbehrlichkeit einer Restabfallablagerung.

Je nach Zielvariante kommen im Rahmen der mechanischen Behandlungsstufe verschiedenartige Sortiertechniken zum Einsatz. Verwertungsorientierte Stoffstromteilungen spielen nur bei der zweiten und dritten der genannten Zielvarianten eine Rolle. Primäres Aufbereitungsziel ist dort die Gewinnung von hochkalorischen Fraktionen, die als Ersatzbrennstoffe energetisch verwertet werden können. Die weiter gehende Trennung des verbleibenden nicht-brennbaren Stoffstroms mit dem Ziel einer stofflichen Verwertung ist für die dritte Zielvariante von Relevanz.

Trockenstabilatverfahren

1044. Die bekannteste verfahrenstechnische Umsetzung der Zielvariante 3 ist das „Trockenstabilatverfahren" der Herhof Umwelttechnik GmbH (SRU, 2000, Tz. 943). Im Trockenstabilatverfahren wird aus dem Restabfall ein trockener Ersatzbrennstoff mittleren Heizwertes (16 bis 17 MJ/kg) – das so genannte Trockenstabilat – gewonnen. Dabei werden mechanisch separierbare Störstoffe aussortiert und die nicht-brennbaren Wertstofffraktionen zusätzlich stofflich getrennt und in einem Waschprozess von anhaftenden staubförmigen Kontaminanten befreit (SRU, 1998, Tz. 609). Das Trockenstabilat-Verfahren ist demnach für die Entsorgung von Restabfall mit Wertstofffraktionen konzipiert, deren stoffliche Verwertung durch Aussortierung sichergestellt wird (z. B. Weißblech), oder deren stoffliche Verwertung sich nicht anbietet – Letzteres gilt insbesondere für kleinteilige Verpackungsabfälle (vgl. auch SRU, 1998, Tz. 565).

Gemäß dem Verfahrensschema zum Trockenstabilat-Verfahren wird das nach einer Trocknung in der vorgeschalteten biologischen Stufe vorliegende Mischstabilat (70 Gewichtsprozent des angedienten Restabfalls vor Trocknung) in die nachstehend genannten Stoffströme aufgetrennt (Herhof Umwelttechnik GmbH, 2001):

– Brennstoff Trockenstabilat (51 Gewichtsprozent),

– Eisen- und Nichteisenmetalle (6 Gewichtsprozent),

– Glasfraktionen: Weißglas, Braunglas, Grünglas (5 Gewichtsprozent),

– mineralische Anteile (8 Gewichtsprozent), und

– Störstoffe wie Batterien (0,05 Gewichtsprozent).

1045. Vor der eigentlichen Sortierung des Restabfalls erfolgt seine weitergehende Trocknung, indem die in der vorgeschalteten biologischen Stufe entstehende Wärme genutzt wird. Inwieweit nach diesem Trocknungsvorgang noch Verklebungen von Materialteilen vorliegen, die eine anschließende Trennung von Stoffen verhindern können, konnte bislang nicht geklärt werden. An die Trocknung schließt sich eine mehrstufige Dichtesortierung zur Auftrennung in eine Leichtgut- und Schwergutfraktion an. Nach der Entnahme der in der Leichtgutfraktion noch enthaltenen Metalle liegt der Ersatzbrennstoff Trockenstabilat vor. Die nicht-brennbare Schwerstofffraktion wird in die Inertstoffaufbereitung verbracht. Dort kommen weitere Sortierverfahren zum Einsatz:

– Metallabscheidung (Abscheidung von Eisen durch Überbandmagnete; Abscheidung von Nichteisen-Metallen durch Wirbelstromscheider),

– Glasabtrennung durch mehrmaliges Durchlaufen optoelektronischer Verfahren (Aufteilung durch Druckluft),

– Zerkleinerung/Siebklassierung der mineralischen Fraktion,

– Auslese von Störkörpern wie Batterien in Handklaubearbeit.

Nach Aussagen der Herhof Umwelttechnik GmbH sollen die gewonnenen Sekundärrohstoffe Glas, Metalle und mineralische Fraktionen die marktüblichen Qualitäten

erreichen (Herhof Umwelttechnik GmbH, 2001). Es liegen jedoch bisher keine Daten vor, die eine stoffliche Bilanzierung des Trockenstabilat-Verfahrens ermöglichen und die Sortiererfolge überprüfbar machen würden.

1046. Der im Trockenstabilatverfahren hergestellte Brennstoff unterscheidet sich qualitativ von den Ersatzbrennstoffen anderer MBA-Verfahren. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Brennstoff alle Stoffgruppen des Hausmülls enthält, die nicht in den oben genannten Sortierstufen abgeschieden wurden. Andere MBA-Verfahren (Zielvariante 2) liefern dagegen aufgrund gezielterer Selektion der heizwertreichen Abfallanteile einen weniger inhomogenen Brennstoff (PRETZ, 2001).

Bewertung der Sortiertechniken bei der MBA

1047. Verwertungsorientierte MBA-Konzepte sind vorrangig auf die Brennstofferzeugung ausgerichtet, sodass für die MBA-Zielvarianten mit dieser Option eine stoffspezifische Trennung grundsätzlich nur für nichtbrennbare Abfallfraktionen stattfindet. So ist beispielsweise eine Abtrennung von Papier und Kunststoffen zum Zwecke einer anschließenden stofflichen Verwertung aufgrund der guten energetischen Verwertbarkeit dieser Abfälle vom Verfahrensansatz her nicht zu erwarten.

Eine wesentliche Erschwernis liegt darin, dass im zu sortierenden Restabfall aufgrund der Gemischterfassung Verklebungen und Verschmutzungen auftreten, sodass die jeweils abzutrennenden Stoffströme erhöhte „Fremdanteile“ aufweisen. Zufrieden stellende Sortierleistungen sind daher allenfalls nach einer Trocknung zu erwarten. Aber auch bei Wassergehalten kleiner als 15 % lassen sich zwar Verbesserungen bei den Trennleistungen erzielen, es können aber noch immer Anhaftungen in gut messbarer Größenordnung auftreten (PRETZ, 2001).

Weiterhin sind im Rahmen der einzelnen mechanischen Aufbereitungsschritte mehrfach Homogenisierungs- und Zerkleinerungsprozesse erforderlich, bei denen sich die Feinstfraktionsanteile immer mehr erhöhen, was anschließend Trennvorgänge behindert oder sogar unmöglich macht. Zusätzlich sind häufig Waschprozesse notwendig, die zu einem entsprechenden Abwasseranfall führen und wiederum energieintensive Trocknungsvorgänge nach sich ziehen.

Um die erwünschten hohen Trennschärfen und Reinheitsgrade für absetzbare Sekundärrohstoffe zu gewährleisten, kann ein mehrfaches Durchlaufen der einzelnen Separationsstufen notwendig werden. Es ist zu erwarten, dass bei der Gewinnung sortenreinen Materials aus gemischten und vorzerkleinerten Restabfällen ein nicht unerheblicher Anteil an unsortierbarem Ausschuss als Sortierrest verworfen werden muss, sodass im Endergebnis die Ausbeute an sortenreinen Sekundärrohstoffen deutlich unterhalb des in den MBA-Prozess eingetragenen Wertstoffaufkommens liegen dürfte.

4.4.1.3 Fazit und Empfehlungen

1048. Sortiertechniken für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle erfüllen in der Abfallwirtschaft verschiedene zieldefinierte Funktionen. In erster Linie dienen sie heute als Hilfsmittel, das gesetzliche Verwertungsgebot technisch umzusetzen. Einfache Techniken basieren auf der Handsortierung mit mechanischer Unterstützung. Bei den automatisierten Verfahren handelt es sich um altbekannte Rohstoffaufbereitungsverfahren in Form angepasster und vielfach variabler Verfahrensketten, bei denen zusätzlich moderne Sensoren- und Prozessrechnertechniken zum Einsatz kommen, um Durchsatzgeschwindigkeit, Trennschärfe und Ausbeute zu erhöhen.

1049. In Bezug auf die Sortiertechniken stellte der Umweltrat 1990 fest: „Wegen des universellen, durch Sensor und Maschine nicht zu ersetzenden Erkennungsvermögens des Menschen kann auf die Handsortierung auf absehbare Zeit nicht verzichtet werden, um vermarktbare Wertstoffqualitäten zu erzielen“ (SRU, 1991, Tz. 1050). Diese Aussage ist durch die technischen Neuentwicklungen insofern noch nicht überholt, als auch in so genannten vollautomatischen Anlagen verschiedentlich noch eine Handsortierung sowohl für die Negativauslese als auch für die Positivauslese vorgesehen ist. Grenzen der Maschinentechnik liegen bislang darin, dass das Problem der anhaftenden Verunreinigungen, die zu Verklebungen bzw. fehlender Vereinzelbarkeit oder Rieselfähigkeit der Abfälle führen können, noch weitgehend ungelöst ist. Die maschinelle Trennung kann daher noch nicht ausreichend gewährleisten, dass die erzeugten Sekundärrohstoffe den Anforderungen der Abnehmer der Sekundärrohstoffe genügen. Darüber hinaus können bei vollautomatischen Sortiertechniken verschiedenste Störkörper ohne weitere, vor allem manuelle Kontrollstufen unerkannt bleiben und Betriebsstörungen oder die Zerstörung empfindlicher Sensoren und Bauteile auslösen.

1050. Derzeit gibt es in Deutschland keinen völlig ungetrennten Hausmüll mehr. Es liegen neben dem Restabfall durchweg getrennt erfasste Abfallfraktionen wie Glas, Papier, Metalle und Kunststoffe sowie teilweise Bioabfall in unterschiedlichen Qualitäten vor. Die technischen Neuentwicklungen der Sortiertechnik in den letzten Jahren sind für getrennt erfasste Abfallfraktionen und nicht für gemischte Abfälle konzipiert und basieren somit auf einer Vorsortierung. Die Leistungsfähigkeit der modernen Sortiertechniken weist daher eine große Abhängigkeit vom Grad der Vermischung und Verunreinigung des Abfallinputs auf. Aus diesem Grund ist es sehr wichtig, bei Verfahrens- und Zeitvergleichen die Abfallzusammensetzung als Bezugsgröße vorzugeben (vgl. KETELSEN et al., 1999, S. 75 f.).

1051. Nach Auffassung des Umweltrates ist die hohe Leistungsfähigkeit der heutigen Aufbereitung von getrennt erfassten Abfallmonofraktionen aus Haushalten nicht ohne weiteres auch beim Mischabfall zu erwarten. Der Umweltrat empfiehlt, die überwiegend negativen Erfahrungen mit der Mischmüllaufbereitung zu berücksichtigen und Gemischtmüllkonzepte, die auf eine nachträgliche Sortierung setzen, mit Vorsicht zu beurteilen. Er bekräftigt seine im Sondergutachten „Abfallwirtschaft“ 1990 getroffene Feststellung, dass eine Vorsortierung am Anfallort Voraussetzung für jegliche hochwertige, werkstoffliche Verwertung bleibt. Zu betonen ist, dass dies auch für die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle gilt (Abschn. 4.1.5.3.2).

Was den Hausmüll angeht, besteht zur Vorsicht beim Experimentieren mit Gemischtmüllkonzepten auch deshalb Anlass, weil die erreichte Bereitschaft der Bürger, im Interesse des Umweltschutzes Sortierleistungen beim Abfall zu erbringen, mit einer Rückkehr zu Gemischtmüllkonzepten wieder verloren ginge.

Der Entwicklungstand der Sortiertechnik berührt auch die Realisierbarkeit der Zielsetzung, bis zum Jahr 2020 zu einer vollständigen Verwertung des gesamten Hausmülls zu gelangen (BMU, 1999). Diese Zielsetzung beruht auf einem abfallwirtschaftlichen Modell, für das aus der Sicht des Umweltrates die sortiertechnischen Voraussetzungen auch bis zum Jahr 2020 nicht gegeben sein dürften.

Es ist wenig wahrscheinlich, dass durch verbesserte Sortiertechniken eine alternative Form der Hausmüllentsorgung mit Verwertungsergebnissen möglich wäre, die denen der bisherigen Hausmüllentsorgung wirtschaftlich und ökologisch überlegen sind. Daher besteht auch unter diesem Gesichtspunkt keine Veranlassung, das bisherige System der Entsorgungsverantwortlichkeit zugunsten einer Hausmüllentsorgung über privatwirtschaftlich betriebene Sortiersysteme umzustrukturieren.

4.4.2 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA)

1052. In der Koalitionsvereinbarung der Bundesregierung wurde zu Beginn der Legislaturperiode festgeschrieben, zukünftig die mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsverfahren (MBA) als Alternative zur Müllverbrennung verstärkt in die Siedlungsabfallentsorgung einzubeziehen (BMU, 2001). Dieses wurde durch die am 1. März 2001 in Kraft getretene Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen rechtlich fixiert. Diese so genannte Artikelverordnung umfasst die Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAblV), die Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen (30. BImSchV) und die Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung (Anhang 23: Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen für Siedlungsabfälle).

4.4.2.1 Anforderungen an die Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle

1053. Der Umweltrat kam zuletzt im Umweltgutachten 2000 zu der Einschätzung, dass die TA Siedlungsabfall (TASi) von 1993 mit Recht eine Deponierung von nur mechanisch-biologisch behandelten Abfällen ausgeschlossen hat und es der falsche Weg ist, über zusätzliche Anforderungen an die mechanisch-biologische Abfallbehandlung selbst, an die MBA-Rückstände und an den Deponiebetrieb lediglich die Emissionsfrachten von MBA- und MVA-Varianten einander anzunähern (SRU, 2000, Tz. 946).

Im Vergleich zu den Zuordnungskriterien für Deponien der TA Siedlungsabfall ergeben sich durch die Artikelverordnung insofern veränderte Anforderungen an das abzulagernde Deponiegut, als durch die Zuordnungskriterien des Anhangs 2 der Abfallablagerungsverordnung eine Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle dauerhaft ermöglicht wird (s. Tz. 1074). Dies wird erreicht, indem im Vergleich zu anderweitigen abzulagernden Abfällen weniger strenge Anforderungen bezüglich des zulässigen organischen Anteils der mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle gestellt werden. Gerade infolge der Zulässigkeit höherer organischer Anteile in MBA-vorbehandelten Abfällen werden trotz des Ausschlusses der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle auch zukünftig keine nachsorgefreien (MBA)-Deponien vorliegen.

1054. Auch unter Berücksichtigung der Anforderungen der Abfallablagerungsverordnung ist eine gesicherte Gleichwertigkeit der Vorbehandlungsprodukte nicht erkennbar (s. zur Frage der Gleichwertigkeit auch bereits SRU, 2000, Tz. 945). Der Umweltrat ist deshalb nach wie vor der Ansicht, dass die Müllverbrennung im Vergleich zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung aufgrund des unaufhebbaren Unterschieds zwischen beiden Vorbehandlungsverfahren (SRU, 2000, Tz. 945) die bessere Vorbehandlungsalternative darstellt.

4.4.2.2 Luftseitige Emissionsbegrenzung – Anforderungen der 30. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz

1055. Die 30. BImSchV statuiert emissionsbezogene Anforderungen an die mechanisch-biologische Vorbehandlung von Restabfällen. Anlagen zur Erzeugung von Kompost oder Biogas nach Bioabfallverordnung sowie Anlagen zur Ausfaulung von Klärschlamm fallen also nicht in den Geltungsbereich der 30. BImSchV, obwohl es sich auch dabei um biologische Behandlungsanlagen handelt.

1056. Für die mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen regelt die Verordnung den Mindestabstand der MBA-Anlagen zur benachbarten Bebauung und gibt emissionsbezogene Anforderungen für alle wesentlichen Verfahrensbereiche vor. Neben technischen Anforderungen, die z. B. die Aggregatkapselung betreffen, werden Emissionsgrenzwerte festgesetzt (s. Tabelle 4.4-1). Zusätzlich zu Konzentrationsgrenzwerten sind auch Emissionsfrachten für Distickstoffoxid und organische Stoffe als Massenverhältnisse vorgegeben. Damit sind grundlegende Forderungen des Umweltrates hinsichtlich der Emissionsbegrenzung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung erfüllt worden (vgl. SRU, 2000, Tz. 941; SRU, 1998, Tz. 600, 607). Hervorzuheben ist die luftemissionsseitige Frachtbegrenzung für organische Stoffe auf 55 g Gesamtkohlenstoff (Total Organic Carbon, TOC) pro Mg behandelter Abfall. Dieser Wert ergibt sich in Anlehnung an die 17. BImSchV aus der Multiplikation des darin maximal zulässigen Tagesmittelwertes der TOC-Konzentration von 10 mg/m³ (17. BImSchV) mit einer durchschnittlichen Abgasmenge von 5 500 m³ pro Mg behandelter Abfall (vgl. SRU, 2000, Tz. 941, Tabelle 2.4.5-13). Die zulässigen Emissionsfrachten an organischen Stoffen werden hierdurch für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung ähnlich streng begrenzt wie für Müllverbrennungsanlagen in der 17. BImSchV (BUTZ, 2000). Tabelle 4.4-1 enthält eine Gegenüberstellung der Grenzwerte beider Verordnungen.

Tabelle 4.4-1

Gegenüberstellung von Emissionsgrenzwerten der 30. und der 17. BImSchV

Parameter	30. BImSchV	17. BImSchV
Gesamtstaub		
– Tagesmittel	10 mg/m³	10 mg/m³
– Halbstundenwert	30 mg/m³	30 mg/m³
Organische Stoffe (incl. CH_4)		
– Tagesmittel	20 mg C/m³	10 mg C/m³
– Halbstundenwert	40 mg C/m³	20 mg C/m³
– Monatsmittel	55 g C/Mg	o. A.
Distickstoffoxid/Stickstoffdioxid		
– Tagesmittel	o. A.	0,20 g/m³
– Halbstundenwert	o. A.	0,40 g/m³
– Monatsmittel	100 g/Mg	o. A.
Geruchsstoffe	500 GE/m³	o. A.
PCDD/PCDF	< 0,1 ng/m³	< 0,1 ng/m³
		SRU/UG2002/Tab. 4.4-1 nach 17. und 30. BImSchV

1057. Während die 17. BImSchV Vorgaben für den höchstzulässigen Gehalt zahlreicher Schwermetalle (u. a. für Quecksilber) in der Abluft macht, sind vergleichbare Angaben in der 30. BImSchV nicht enthalten. Der Grund hierfür ist, dass sich Metalle als in der Abluft (MBA-Rohgas und -Reingas) zwar messbar, aber nicht konzentrationsrelevant erwiesen haben (DOEDENS und STOCKINGER, 2001). Zudem wurde in der 30. BImSchV keine explizite Beschränkung von Bioaerosolen wie Bakterien, Sporen von Mikroorganismen, Pilzfragmenten, Pollen, Viren und Protozoen in der Abluft aufgenommen.

1058. Mit der 30. BImschV sind die vom Umweltrat bemängelten erheblichen Unterschiede zwischen den emissionsbezogenen Anforderungen einerseits an die mechanisch-biologische, andererseits an die thermische Abfallbehandlung (SRU, 2000, Tz. 941) deutlich reduziert worden. Der Umweltrat empfiehlt, darüber hinaus auch für die von der 30. BImSchV bislang nicht erfassten Anlagen der biologischen Abfallbehandlung (Tz. 1055) gleichwertige Emissionsbegrenzungen vorzusehen.

4.4.2.3 Umsetzung der luftseitigen Emissionsbegrenzungen

1059. Nach einer Erhebung aus dem Jahr 1999 wird in 60 % der bestehenden MBA-Anlagen in Deutschland eine Abluftreinigung vorgenommen (SATTLER et al., 2000). Dabei handelt es sich um eingehauste Anlagen mit Abluftfassung. Die dominierende Technik ist bislang der offene Biofilter (Tz. 1062). Bei den verbleibenden 40 % der Anlagen handelt es sich meist um solche mit auch sonst niedrigen technischen Standards (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001), also um offene Anlagen, die in der Regel mit passiven Belüftungssystemen (Kaminzugverfahren) arbeiten.

1060. Bisher zu beachtende Vorgaben – z. B. die der TA Luft – konnten durch die häufig eingesetzten Biofiltersysteme mit vorgeschalteten Wäschern eingehalten werden. Dagegen lagen Parameter wie beispielsweise Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Methan, Ammoniak, Lachgas und Stickoxid außerhalb des Regelungsbereiches der TA Luft (SOYEZ, 2001). Durch die Biofiltertechnologie kann eine weitreichende Reduktion der Geruchsstoffkonzentrationen im MBA-Abgas erreicht werden. Die entsprechende Reduktionsleistung kann über 90 % betragen, sodass die bestehenden Anforderungen an die Geruchsemissionen auf Grundlage des Bundes-Immissionsschutzgesetzes bzw. länderspezifischer Regelungen (Geruchsimmissionsrichtlinien) ebenfalls mit Biofiltersystemen eingehalten werden konnten. Ähnliche Wirkungsgrade sind jedoch für den Rückhalt des TOC nicht erreichbar. Dies gilt insbesondere für das im Summenparameter TOC ebenfalls berücksichtigte Methan, das durch Biofiltersysteme keinen nennenswerten Rückhalt erfährt (vgl. Tz. 1062; MÜLLER et al., 2001).

1061. Die emissionsbezogenen Anforderungen der 30. BImSchV für mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen gelten erst mit Wirkung vom 1. März 2006, also nach Ablauf von fünf Jahren seit Inkrafttreten der Ver-

ordnung. Bislang werden sie, wie oben dargestellt, bei der Mehrzahl der bestehenden mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen nicht erreicht (vgl. Tz. 1003 ff.). Die weitergehenden Anforderungen der 30. BImSchV werden sich daher nur mit einer gezielten bzw. optimierten technischen Abluftreinigung erreichen lassen. Dafür kommen die Verfahrensbausteine Biofilter, chemische Wäscher und adsorptive Filter (SRU, 1998, Tz. 600) bzw. die thermisch-regenerative Abgasreinigung infrage.

Biofilter

1062. Der Umweltrat hat bereits in seinem Umweltgutachten 1998 darauf hingewiesen, dass die weit verbreitete Biofiltertechnik für einige abfallrelevante Schadstoffe oft nur über geringe Wirkungsgrade verfügt (SRU, 1998, Tz. 600). Als problematisch für den Einsatz von Biofiltern bei der Behandlung der MBA-Abluft erweist sich, dass selbst mit optimierten Systemen kein nennenswerter Rückhalt an relevanten humantoxischen und klimarelevanten Einzelstoffen erfolgt (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001). Zu nennen ist hier insbesondere das klimarelevante Methan (CH_4), das im MBA-Abgas einen Hauptbestandteil darstellen kann (MÜLLER et al., 2001). Für einen wirkungsvollen Rückhalt von Methan wären somit additive Reinigungsschritte notwendig. Es bieten sich hierfür thermische Verfahren an. In Biofiltern wird zusätzlich NO und N_2O gebildet, wobei die Bildungsprozesse noch nicht abschließend geklärt sind. Wahrscheinlich sind hohe NH_3-Konzentrationen im Rohgas dafür verantwortlich (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001). Durch eine effiziente NH_3-Entlastung des Biofilters z. B. durch die Vorschaltung von Wäschern oder eine selektive Absorption von NH_3 im zweistufigen Gegenstromwäscher könnten die NO- und N_2O-Emissionen erheblich reduziert werden (CLEMENS und CUHLS, 2001).

Chemische Wäscher

1063. Der Einsatz von chemischen Wäschern bei der Reinigung von MBA-Abluft ist prinzipiell denkbar, bislang aber kaum praktiziert worden. Es ist anzunehmen, dass chemische Wäscher zur Abluftreinigung von MBA-Anlagen nur in Einzelfällen Anwendung finden werden, da die sehr heterogene Zusammensetzung der Abluft den Einsatz verschiedener und zum Teil auch relativ aggressiver Chemikalien zur Folge hätte (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001).

Adsorptive Filter

1064. Eine weitere Möglichkeit zur Abluftbehandlung bieten mit adsorptiven Materialien bestückte Luftfilter. Bekanntestes Filtermaterial ist die Aktivkohle. Der Effektivität eines solchen Filters stehen Nachteile wie die hohen Kosten des Einkaufs, der Regenerierung und der Entsorgung des belegten Filtermaterials gegenüber.

Thermisch-regenerative Abgasbehandlung

1065. Thermische Reinigungsverfahren haben in den meisten Fällen einen hohen Wirkungsgrad und eignen sich gut für die Abluftreinigung aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Das Abgas aus MBA-Anlagen ist mit organischen Stoffen nicht so hoch beladen, dass der erforderliche zusätzliche Brennstoffbedarf zur thermischen Behandlung der MBA-Abluft wesentlich zu minimieren wäre (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001). Daher bietet sich der Einsatz der thermisch-regenerativen Verfahrenstechnik an. Dadurch lässt sich ein beträchtliches Energieeinsparungspotenzial ausschöpfen, indem die bei der Behandlung des Abgases eingebrachte Energie (Wärme) aus dem gereinigten Abgas anteilig zurückgewonnen wird (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001).

Erste Betriebserfahrungen mit der thermisch-regenerativen Verfahrenstechnik liegen bei der Herhof Umwelttechnik GmbH mit der Luft-Aufbereitungs- und Reinigungs-Anlage (LARA) vor. Der Einsatz der benötigten Primärenergie (Erdgas) in der MBA-Anlage Rennerod, die mit dem LARA-System ausgerüstet ist, liegt bei ca. 2,5 m³ pro Mg Abfall (BZL, 2000). Eine besonders günstige Verfahrensanordnung bzw. -kombination liegt vor, wenn die thermische(-regenerative) Abluftreinigung durch Nutzung von Deponiegas betrieben werden kann.

Der Grenzwert der 30. BImSchV für TOC kann mit einer thermischen Abluftbehandlung sicher eingehalten werden, die sich dadurch als sichere Verfahrenslösung anbietet. Weiterhin wird durch eine thermische Abluftbehandlung nicht nur eine Minimierung des klimarelevanten Methans erreicht, sondern auch die bisher wenig beachtete hygienische Unbedenklichkeit der behandelten Abluft sichergestellt. So dürfte eine Eliminierung von Bioaerosolen wie Bakterien, Sporen von Mikroorganismen, Pilzfragmenten, Pollen, Viren, Protozoen weitgehend gewährleistet sein.

4.4.2.4 Zukünftige verfahrenstechnische Konzeptionen der MBA

1066. Nur wenige Anlagen erfüllen bereits heute die Anforderungen der 30. BImSchV, sodass noch von einem erheblichen Nachrüstungsbedarf auszugehen ist. Die Anforderungen der 30. BImSchV werden nicht nur deutliche Auswirkungen auf die Technik der Fassung und Reinigung der anfallenden Abluft haben, sondern sie werden darüber hinaus einen erheblichen Einfluss auf die gesamte Verfahrenskonzeption einer MBA-Anlage wie auch auf die bauliche Anordnung und Ausführung der Anlage ausüben (KETELSEN, 2001). Als bauliche Maßnahmen zur Emissionsreduzierung kommen die Reduzierung von Hallenvolumina auf ein Mindestmaß oder eine Segmentierung der Betriebseinheiten der MBA-Anlage in Betracht (KETELSEN, 2001), um separate Abluftströme zu schaffen, die je nach Zusammensetzung gegebenenfalls auch einzeln behandelt werden können.

Prozessoptimierung aerober biologischer Verfahren

1067. Im Bereich der aeroben biologischen Behandlung von Restabfall werden sich künftig nur noch solche Verfahren durchsetzen können, die zuverlässig den maximal zulässigen Wert der Atmungsaktivität (AT4-Wert) von 5 mg Sauerstoff pro g Trockensubstanz und hohe biologische Abbauraten gewährleisten. Bei entsprechend ge-

stalteten Prozessabläufen ist auch das Abluftspektrum qualitativ und quantitativ erheblich geringer mit Emissionen belastet als bei herkömmlichen Rotteprozessen (SATTLER et al., 2000).

Integrierte Vergärungsstufe

1068. Die Integration einer Vergärungsstufe gewinnt vor dem Hintergrund der damit erzielbaren Abluftminimierung und der Möglichkeit zur Nutzung des dabei entstehenden Biogases für die regenerative Nachverbrennung künftig wieder an Bedeutung (KETELSEN, 2001). Der wesentliche Vorteil einer Vergärungsstufe ist, dass sie nahezu abluftfrei betrieben werden kann. Jedoch ist eine Nachrotte des Gärrückstandes notwendig, damit die gewünschten Kriterien für die Deponierung eingehalten werden können. Aufgrund der zu erwartenden luftseitigen organischen Emissionen muss der Rückstand in den ersten Wochen nach der Vergärung in einem geschlossenen System mit Abgasfassung und -reinigung verbleiben. Die Zusammensetzung der Abluft könnte wiederum eine thermische Abgasreinigung notwendig machen. Anschließend könnte eine unbelüftete Nachrotte mit offener Überdachung erfolgen. Bezüglich des bei der Vergärung gewonnenen Biogases ist davon auszugehen, dass vor einer energetischen Verwertung eine vorgeschaltete Reinigung erforderlich sein dürfte (LAHL und ZESCHMAR-LAHL, 2001).

4.4.2.5 Kosten der MBA

1069. Es ist davon auszugehen, dass es aufgrund der erhöhten technischen Anforderungen künftig im Durchschnitt größere MBA-Anlagen mit höheren Vorbehandlungskapazitäten als bisher geben wird, um die Investitions- und Betriebskosten auf einem möglichst niedrigen Niveau zu halten. Die Kosten der MBA setzen sich zusammen aus den Kosten für die Abfallbehandlung und den Kosten für die anschließende Entsorgung der vorbehandelten Abfälle. Unter die Behandlungskosten fallen Investitions- und Betriebskosten für die eigentliche mechanisch-biologische Abfallbehandlung und für die Behandlung der auftretenden Emissionen. Bei der Entsorgung der vorbehandelten Abfälle entstehen Kosten für die Deponierung der MBA-Abfälle und möglicherweise für die energetische Verwertung der heizwertreichen Fraktion.

1070. Ein repräsentativer Wirtschaftlichkeitsvergleich der beiden Vorbehandlungsalternativen MBA und MVA gestaltet sich schwierig. Zum einen weisen die heutigen Kosten der thermischen Abfallbehandlung extreme Bandbreiten auf (74 bis 358 Euro pro Mg; vgl. EUWID Gebührenumfrage, März und September 2001, vgl. Tz. 767), und zum anderen entsprechen derzeit zahlreiche MBA-Anlagen noch nicht den Anforderungen der 30. BImSchV bzw. gelten als gar nicht nachrüstbar im Sinne der Verordnung (vgl. Tz 1059 f.). So können die entsprechenden Betreiber von MBA-Anlagen derzeit noch mit Preisen am Markt operieren, die für künftig zu entrichtende Vorbehandlungsentgelte kaum repräsentativ sein dürften. Auf der Grundlage der spätestens ab 2006 zu erfüllenden gesetzlichen Emissionsvorgaben lässt sich jedoch eine Kostenabschätzung für eine mechanisch-biologische Vorbehandlung von Restabfällen vornehmen.

1071. Gemäß Ergebnissen von Ausschreibungen der öffentlichen Hand betragen – stark vereinfacht – die Investitionskosten für MBA-Anlagen mit einem Jahresdurchsatz von 100 000 Mg durchschnittlich rund 23 Mio. Euro und für Anlagen mit einem Jahresdurchsatz von 35 000 Mg rund 12,5 Mio. Euro (HAKE, 1999). Über einen zugrunde gelegten Abschreibungszeitraum von zehn Jahren liegen für eine Jahreskapazität von 100 000 Mg die anteiligen Investitionskosten bei angenommener Anlagenvollauslastung bei 2,3 Mio. Euro pro Jahr, d. h. umgelegt auf die Kapazität 23 Euro pro Mg angedientem Restabfall, die den reinen Betriebskosten zuzurechnen wären. Bei einer Jahreskapazität von nur 35 000 Mg liegen die anteiligen Investitionskosten bei 1,25 Mio. Euro pro Jahr; umgelegt auf die Kapazität ergeben sich danach sogar 36 Euro pro Mg Abfall.

Einschließlich der notwendigen Technik zur Einhaltung der Vorgaben der 30. BImSchV werden sich im Abschreibungszeitraum die spezifischen Betriebskosten für die mechanisch-biologische Behandlung je nach Anlagengröße voraussichtlich zwischen 60 und 90 Euro pro Mg bewegen (HAKE, 1999). Als zurzeit noch schwer abschätzbare Größe gehen die Aufwendungen für die Entsorgung des MBA-Outputs in die Betriebskosten ein. Die Wirtschaftlichkeit von MBA-Konzepten wird demnach entscheidend von den im Einzelfall gegebenen Kosten für die Deponierung der stabilisierten Feinfraktion sowie den Kosten für die energetische Verwertung der abgetrennten heizwertreichen Abfälle abhängen (KETELSEN, 2001). Vor allem für die Sicherstellung eines wirtschaftlichen Betriebs von MBA-Anlagen, die Ersatzbrennstoffe aus hochkalorischen Siedlungsabfallfraktionen zur Mitverbrennung in industriellen Feuerungsanlagen erzeugen, wird es von essentieller Bedeutung sein, dass sich ein Markt für diese Brennstoffsubstitute herausbildet.

1072. Bei Ersatzbrennstoffen aus Siedlungsabfällen handelt es sich in der Regel um die bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung abgetrennte und aufbereitete hochkalorische Abfallfraktion. Ob die aus Siedlungsabfall gewonnenen Ersatzbrennstoffe sich gegenüber den meist homogen zusammengesetzten Ersatzbrennstoffen aus dem gewerblich-industriellen Bereich und den erneuerbaren Energieträgern im Mitverbrennungsmarkt werden behaupten können, gilt zurzeit als noch ungewiss. Im Vergleich zu Brennstoffsubstituten aus dem gewerblichen Bereich ergeben sich qualitative Nachteile der Ersatzbrennstoffe aus Siedlungsabfällen durch die schwer beeinflussbare, inhomogene Zusammensetzung der Siedlungsabfälle (SRU, 1998, Tz. 600) und die höheren Schadstoffbelastungen (vgl. auch Abschn. 4.2.1.4.1). Aus diesem Grund werden in der Fachwelt den Ersatzbrennstoffen aus Siedlungsabfällen unter den zurzeit gegebenen rechtlichen, wirtschaftlichen und umweltpolitischen Randbedingungen schlechtere Zukunftsaussichten eingeräumt als anderen energetisch verwertbaren Abfällen (z. B. ZESCHMAR-LAHL, 2001).

Die voraussichtlich ungünstigen Annahmebedingungen für die heizwertreiche Restfraktion aus der mechanisch-

biologischen Abfallbehandlung können am Markt nur durch ökonomische Vorteile für den Abnehmer, d. h. geringe Annahmepreise bzw. Zuzahlung, ausgeglichen werden. Es ist auch denkbar, dass die brennbare MBA-Restfraktion durch die Betreiber industrieller Feuerungsanlagen als Brennstoffsubstitut erst gar nicht bzw. nicht dem Aufkommen entsprechend angenommen wird. Dann wäre eine kostenintensive Entsorgung in Müllverbrennungsanlagen oder sogar eine Lagerung der Ersatzbrennstoffe notwendig. Die Betreiber der deutschen Müllverbrennungsanlagen werden ab dem Jahr 2005 – aufgrund des dann verbindlichen Vorbehandlungsgebots – kaum überschüssige Verbrennungskapazitäten anbieten können (vgl. Tz. 1009).

1073. Die unabsehbare Entwicklung der Entsorgungskosten vor allem für die brennbare Restfraktion hat zur Folge, dass die Option der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung nicht zu vernachlässigende finanzielle Risiken in sich birgt. Je höher die zusätzlichen Kosten für die Entsorgung des MBA-Outputs sind, desto weniger sind wirtschaftliche Vorteile moderner MBA-Anlagen gegenüber der Vorbehandlungsalternative Müllverbrennung – gemessen an dem derzeitigen durchschnittlichen Preisniveau für eine thermische Abfallbehandlung – erkennbar. Bereits bei Entsorgungskosten für die Restfraktion von mehr als 50 Euro pro Mg Abfallinput werden die wirtschaftlichen Vorteile der MBA im Vergleich zur MVA zweifelhaft. Diese Größenordnung der Entsorgungskosten könnte durch Aufwendungen für die Ablagerung der stabilisierten Feinfraktion auf Deponien mit hohem technischen Standard, die spätestens ab dem Jahr 2005 zu erfolgen hat, und durch zusätzliche Kosten für die energetische Verwertung der hochkalorischen Fraktionen schnell erreicht werden.

4.4.3 Deponietechnik und Nachsorgekonzepte

1074. Die Umsetzung der Verwaltungsvorschrift TA Siedlungsabfall vom 14. Mai 1993 erfolgte bisher bundesweit nicht einheitlich (Tz. 995; 759 f.). Durch das Inkrafttreten der in der Artikelverordnung vom 1. März 2001 enthaltenen „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen“ (Abfallablagerungsverordnung, AbfAblV) sind in Deutschland nun rechtlich verbindliche Rahmenbedingungen geschaffen worden, die die künftige Ablagerung von Siedlungsabfällen weitestgehend im Sinne der TA Siedlungsabfall reglementieren.

Grundsätzlich dürfen nach der Abfallablagerungsverordnung Siedlungsabfälle und Abfälle, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können, mit Ausnahme mechanisch-biologisch behandelter Abfälle nur abgelagert werden, wenn sie die entsprechenden Zuordnungskriterien des Anhangs 1 für die Deponieklasse I (Deponien für Abfälle mit geringem organischen Anteil und geringer Schadstofffreisetzung) oder Deponieklasse II (Deponien für Abfälle mit höherem organischen Anteil mit größerer Schadstofffreisetzung) einhalten (§ 3 Abs. 3 AbfAblV). Mechanisch-biologisch behandelte Abfälle müssen den Zuordnungskriterien des Anhanges 2 der AbfAblV entsprechen (§ 4 Abs. 1 Nr. 1 AbfAblV). Ausnahmen können nur noch bis längstens zum 31. Mai 2005 für die Ablagerung auf Altdeponien (Hausmülldeponien) zugelassen werden, die mindestens den Anforderungen nach Nr. 11 der TA Siedlungsabfall (Anforderungen an Altanlagen) entsprechen (§ 6 Abs. 2 Nr. 1 AbfAblV).

Außerdem dürfen Siedlungsabfälle im Grundsatz nur auf Deponien oder Deponieabschnitten abgelagert werden, die auch die technischen Anforderungen für die Deponieklasse I oder II einhalten. Die Anforderungen sind nach Nummer 10 der TA Siedlungsabfall definiert (§ 3 Abs. 1 AbfAblV). Übergangsweise kann die Ablagerung von Siedlungsabfällen auch auf Altdeponien (Hausmülldeponien), gegebenenfalls auf separaten Deponieabschnitten, zugelassen werden, wenn alle Anforderungen des § 3 Abs. 1 der AbfAblV bis auf die standortbezogenen Vorgaben gemäß 10.3.1 (Standort/Allgemeines) und 10.3.2 (Standort/Geologische Barriere) der TA Siedlungsabfall (§ 6 Abs. 2 Nr. 3) und die Anforderungen nach Nummer 11 der TA Siedlungsabfall eingehalten werden. Entsprechende Zulassungen sind bis längstens zum 15. Juli 2009 zu befristen. Von der Befristung kann nur dann abgesehen werden, wenn einzelfallspezifisch nachgewiesen wird, dass die Schutzziele der TA Siedlungsabfall nach 10.3.1 und 10.3.2 durch andere gleichwertige Sicherungsmaßnahmen erreicht wurden und das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird (§ 6 Abs. 2 Nr. 3).

Die genannten Vorgaben bedeuten, dass ab Mitte 2005 auf Deponien, die nicht den mit der Abfallablagerungsverordnung übernommenen TASi-Standards entsprechen, keine weitere Ablagerung von Siedlungsabfällen möglich ist; allein von den standortbezogenen Anforderungen nach Nr. 10.3.1 und 10.3.2 kann danach noch – im Regelfall längstens bis Mitte 2009 – abgesehen werden. Vom Jahr 2005 an wird daher eine Verknappung der Deponiekapazitäten eintreten. Von besonderem Interesse ist, wie viele Deponien bzw. Deponieteile aufgrund dieser Vorgaben zu schließen sind und in die Nachsorgephase eintreten werden sowie welche Deponiekapazitäten nach 2005 noch verbleiben, um das dann noch abzulagernde Abfallaufkommen aufzunehmen. Weiterhin erscheint von Bedeutung, welche Aufgaben und vor allem finanziellen Aufwendungen mit der Nachsorge entstehen.

4.4.3.1 Bestand an Altdeponien und Ablagerungskapazitäten im Jahr 2005

1075. Die heute in Deutschland betriebenen Siedlungsabfalldeponien sind überwiegend Altdeponien im Sinne der Abfallablagerungsverordnung, d. h. in Betrieb oder Errichtung befindliche Deponien, deren Errichtung und Betrieb am 1. Juni 1993 zugelassen oder nach § 35 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes zulässig war oder für die zu diesem Zeitpunkt das Planfeststellungsverfahren eingeleitet und die öffentliche Bekanntmachung erfolgt war (s. § 2 Nr. 7 AbfAblV).

Der Bestand an Hausmülldeponien in der Betriebsphase hat in den vergangenen zehn Jahren stark abgenommen (vgl. Tab 4.4-2). Zurzeit sind in Deutschland von ehemals 8 273 noch knapp 380 Hausmülldeponien in Betrieb.

Tabelle 4.4-2

Anzahl der Hausmülldeponien in Deutschland

	1990	1991	1993	1995	1999
Neue Länder	7 983	1 590	292	202	137
Alte Länder	290	k. A.	270	270	239
Deutschland	8 273	k. A.	562	472	376

Quelle: UBA, 2001a

Die Deponien in Deutschland verfügen über sehr unterschiedliche technische Ausstattungen. Eine Ermittlung für das Jahr 1995 bezüglich der Ausstattung der deutschen Siedlungsabfalldeponien ergab, wie in Tabelle 4.4-3 dargestellt, dass ca. 40 % der damals noch betriebenen Deponien nicht über eine Basisabdichtung verfügte. Lediglich 127 der seinerzeit 472 in Betrieb befindlichen Deponien verfügten über eine vollständige Basisabdichtung.

Tabelle 4.4-3

Basisabdichtung bei den deutschen Siedlungsabfalldeponien im Jahr 1995

	vollständige Basisabdichtung	teilweise Basisabdichtung	keine Basisabdichtung
Alte Länder	115	123	32
Neue Länder	12	26	164
Deutschland gesamt	127	149	196

Quelle: UBA, 1997a

Seit 1995 wurden 96 Deponien stillgelegt (vgl. Tabelle 4.4-2). Selbst unter der Annahme, dass ausschließlich ungedichtete Deponien außer Betrieb genommen wurden, ergibt sich eine beträchtliche Anzahl an Deponien, bei denen aufgrund ihrer unzureichenden technischen Ausstattung Mitte des Jahres 2005 die Ablagerung von Siedlungsabfällen eingestellt werden muss.

Zum voraussichtlichen Bestand an TASi-gerechten Deponien im Jahr 2005 und den dann noch verfügbaren Ablagerungskapazitäten liegen dem Umweltrat keine Daten vor. Die Abfallbilanzen der Länder geben über den vorhandenen Deponiebestand nur in sehr unterschiedlicher Qualität und Ausführlichkeit Auskunft. Häufig fehlen Angaben zur Restlaufzeit, zu Restvolumina und technischer Ausstattung.

In Ermangelung genauerer Daten ist somit nur grob abschätzbar, welches Restvolumen an TASi-konformen Deponien der Deponieklasse II im Jahr 2005 tatsächlich noch zur Verfügung stehen wird. Vor Inkrafttreten der Ablagerungsverordnung war ein Deponieklasse-II-Restvolumen von über 200 Mio. m³ angegeben worden (UBA, 2001b). Dies entspricht je nach Einbaudichte einer Kapazität von bis zu 290 Mio. Mg Abfall. Die Vorgaben der Abfallablagerungsverordnung berücksichtigend, muss von einem deutlich geringeren Restvolumen nach dem Jahr 2005 ausgegangen werden.

4.4.3.2 Aufkommen an auf Siedlungsabfalldeponien abzulagernden Abfällen im Jahr 2005

1076. Die abzulagernden Abfallmengen werden spätestens vom Jahr 2005 an aufgrund des dann wirksam werdenden Vorbehandlungsgebotes der Ablagerungsverordnung drastisch zurückgehen. Eine Abschätzung der im Jahr 2005 in jedem Fall noch abzulagernden Abfälle kann anhand der voraussichtlich verfügbaren Vorbehandlungskapazitäten vorgenommen werden.

Nach einer thermischen Abfallbehandlung bleiben als für die Entsorgung auf Siedlungsabfalldeponien in Betracht zu ziehende Rückstände etwa 25 % des angedienten Abfalls in Form von Asche bzw. Schlacke zurück. Diese Rückstände werden zurzeit zu gleichen Anteilen abgelagert und verwertet (DOEDENS und GRIEßE, 2001). Bei unterstellter Beibehaltung dieser Verhältnisse ergibt sich für das Jahr 2005 bei einer angenommenen Kapazität an thermischen Vorbehandlungsanlagen von 17,6 Mio. Mg pro Jahr ohne Kapazitätsoptimierung und 19,4 Mio. Mg pro Jahr mit Kapazitätsoptimierung (vgl. Tz. 1005 f.) eine Menge an abzulagernden Aschen und Schlacken von 2,2 bis 2,4 Mio. Mg pro Jahr. Ginge der Anteil der verwerteten MVA-Aschen und -Schlacken wegen befürchteter ökologischer Nachteile zurück, würden sich die abzulagernden Mengen entsprechend erhöhen.

Bei einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung verbleibt ein abzulagernder Anteil von 30 % der angedienten Abfälle (DOEDENS und GRIEßE, 2001). Bei der – optimistischen – Annahme einer MBA-Kapazität von rund 4,0 Mio. Mg im Jahr 2005 (Tz. 1005) entspräche dieses einer abzulagernden Menge von 1,2 Mio. Mg pro Jahr. Es wären demnach im Jahr 2005 insgesamt zwischen 3,4 und 3,6 Mio. Mg pro Jahr an abzulagernden Abfällen aus der Abfallvorbehandlung zu erwarten. Auch wenn für die Zeit nach 2005 von einem deutlich reduzierten Deponie-Restvolumen auszugehen ist (Tz. 1075), dürfte bei diesen Abfallmengen die vorhandene Deponiekapazität noch für mehrere Jahrzehnte ausreichen.

1077. Für den wahrscheinlichen Fall, dass im Jahr 2005 die verfügbaren Vorbehandlungskapazitäten nicht dem Aufkommen an vorbehandlungsbedürftigen Abfällen entsprechen, wären Abfälle, die nicht in Vorbehandlungsanlagen untergebracht werden können und im Inland entsorgt werden, zu den noch abzulagernden Abfallmengen hinzuzurechnen (vgl. Abschn. 4.3.1.5) – vorausgesetzt, eine Ablagerung unvorbehandelter Abfälle wird für

diesen Fall doch noch über das Jahr 2005 hinaus zugelassen (vgl. Tz. 1031). Daraus könnte sich nach den oben angestellten Berechnungen (Tz. 1005 ff.) ein erhebliches zusätzliches Aufkommen an abzulagernden Abfällen ergeben. Im Falle einer sachgerechten abgaberechtlichen Steuerung würde dieses zusätzliche Aufkommen aber nur noch für eine kurze Zeitspanne anfallen, sodass sich der Zeitraum, für den noch ausreichende Deponiekapazitäten vorhanden sind, dadurch nicht wesentlich verkürzen dürfte.

4.4.3.3 Deponiestilllegung und Nachsorgekonzepte

1078. Die Deponien, die aufgrund ihrer unzureichenden Ausstattung bis Mitte 2005 außer Betrieb genommen werden müssen, besitzen gewöhnlich ein hohes Emissionspotenzial, zumal dort vornehmlich unvorbehandelte Abfälle abgelagert wurden. Ein hohes Emissionspotenzial ist wiederum gleichbedeutend mit langen Nachsorgezeiträumen und gegebenenfalls sogar mit aufwendigen Sanierungsmaßnahmen.

Die Nachsorgephase beginnt für Altdeponien und -deponieabschnitte nach der Schlussabnahme durch die zuständigen Behörden (TASi Nr. 10.7.1). Die Regelungen der TA Siedlungsabfall zur Deponienachsorge sind in jedem Fall für Altanlagen (Altdeponien) anzuwenden, die vor dem 1. Juni 1993 noch nicht stillgelegt waren. Zuvor geschlossene Deponien sind als Altablagerungen einzustufen.

1079. Emissionen, die während der Nachsorgephase auftreten, sind zu fassen und zu behandeln. Die wesentlichen Emissionen von Deponien nach Beendigung der Betriebsphase sind Sickerwasser und Deponiegas. Die Entstehungsmechanismen und die Beschaffenheit der auftretenden Emissionen sind im Sondergutachten „Abfallwirtschaft“ des Umweltrates (SRU, 1991, Tz. 1497 ff.) sowohl für die Betriebs- als auch die Nachsorgephase ausführlich beschrieben.

Die TA Siedlungsabfall sieht vor, dass das Deponiegas aus betriebenen und stillgelegten Deponieabschnitten nach Möglichkeit zu fassen und zu verwerten ist. Stand der Technik ist die Verbrennung mit Energienutzung in Feuerungsanlagen oder Verbrennungsmotoranlagen, gegebenenfalls nach vorheriger Reinigung. Eine Verbrennung ohne Energienutzung darf nur in begründeten Ausnahmefällen erfolgen (TASi Nr. 11.2.1 f.). Austretendes Sickerwasser ist soweit wie möglich zu erfassen, zu kontrollieren und gegebenenfalls zu behandeln (Nr. 11.2.1 g), sodass mindestens die Vorgaben des Anhangs 51 der Abwasserverordnung eingehalten werden. Sickerwasser ist in der Regel mit organischen und anorganischen Stoffen in erheblichen Konzentrationen belastet. Wichtige Parameter zur Beurteilung von Sickerwasser sind der chemische Sauerstoffbedarf (CSB), der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB5), Stickstoff und AOX (KRÜMPELBECK und EHRIG, 2001). Nach der TA Siedlungsabfall (Nr. 10.4.2) dürfen gefasstes Deponiesickerwasser und Rückstände aus der Sickerwasserreinigung nicht in den Deponiekörper zurückgeführt werden.

1080. Die auftretenden Emissionen bestimmen die Dauer der Nachsorgephase einer Deponie. Gesicherte Erkenntnisse bezüglich der Nachsorgezeiträume von Deponien, auf denen unvorbehandelte Abfälle abgelagert worden sind, liegen bisher nicht vor. Im Wesentlichen ist bei der Beurteilung von Nachsorgezeiträumen von Altdeponien zu unterscheiden,

– ob ein ungehinderter Zutritt von Niederschlagswasser zu dauerhaften Emissionen führt oder

– ob die Altdeponie gemäß TA Siedlungsabfall an der Oberfläche abgedichtet ist bzw. wird, sodass es zu einem Erliegen der Emissionen kommt.

1081. Es ist davon auszugehen, dass bei Hausmülldeponien erst nach Zeiträumen von vielen Jahrzehnten, unter Umständen erst nach über 100 Jahren, anfallendes Sickerwasser wegen der dann erfolgten stofflichen Auslaugung des Deponiekörpers ohne Behandlung in ein Gewässer eingeleitet werden kann (KRÜMPELBECK und EHRIG, 2001). Auch die Gasproduktion einer Hausmülldeponie kann, wenn auch später auf geringem Niveau, mehrere Jahrzehnte nach Ablagerungsende andauern. Wird eine Grenze der aktiven Entgasung bei 0,5 bis 1,0 m^3 je Mg Trockensubstanz und Jahr angenommen, dann könnte bereits 30 Jahre nach Ablagerungsende die technische Entgasung beendet sein (EHRIG und KRÜMPELBECK, 2000).

1082. Der ungehinderte Zutritt von Niederschlag in den Deponiekörper stellt nicht den vorgesehen Regelfall dar. Vor der Schlussabnahme bzw. nach der Verfüllung eines Deponieabschnitts ist gemäß der Vorgaben der TA Siedlungsabfall ein Oberflächenabdichtungssystem aufzubringen, das ein Eindringen von Niederschlagswasser verhindert (TASi Nr. 11.2.1 h). Solche Abdichtungen haben den Anforderungen für Deponien der Klasse II zu entsprechen (TASi Nrn. 10.4.1.1 Abs. 2 f., 10.4.1.2, 10.4.1.4). Durch die Abschirmung des Deponiekörpers vom Niederschlagswasser kommen nach Austrocknung des Deponiekörpers auch die Gasemissionen zum Erliegen. Das noch vorhandene für eine Emission geeignete Stoffpotenzial der Deponie wird konserviert. Wenn wieder Niederschlagswasser in den Deponiekörper eindringt, setzen die Abbauprozesse dort wieder ein, wo sie nach Aufbringen der Oberflächenabdichtung zum Stillstand gekommen sind. Dieser Aspekt hat besondere Relevanz bei der Betrachtung von Altdeponien, da dort überwiegend unvorbehandelte Abfälle mit großem Restabbaupotenzial lagern.

Es ist nicht sicherzustellen, dass eine Kombinations-Oberflächenabdichtung ihre Aufgabe dauerhaft mit der gewünschten Zuverlässigkeit erfüllt. Auch wenn zu diesem Zweck erhebliche Investitionen unternommen werden, erscheint die Gewährleistung einer Dichtigkeit in geologischen Zeiträumen als unwahrscheinlich (EHRIG und KRÜMPELBECK, 2000). Oberflächenabdichtungen können daher nicht als ein geeignetes Mittel gelten, die Überwälzung von Nachsorgelasten für heutige Altdeponien auf nachfolgende Generationen zu vermeiden. Entweder durch das Infunktionhalten der Oberflächen-

abdichtungen oder durch die Bekämpfung der umweltbelastenden Emissionen, die nach dem Versagen der Oberflächenabdichtung auftreten, werden künftige Generationen in jedem Fall belastet sein.

1083. Da eine Oberflächenabdichtung keinen verlässlichen Schutz vor der Reaktivierung des Emissionspotenzials einer Ablagerung bietet (s. auch LAGA, 2000), werden die diesbezüglichen Vorgaben der TA Siedlungsabfall in der Fachwelt seit einiger Zeit kritisch diskutiert. Neuere Ansätze in der Deponietechnik sind darauf ausgerichtet, das Emissionspotenzial durch geeignete aktive Stabilisierungsmaßnahmen zu reduzieren und dadurch eine Verkürzung der Nachsorgezeiträume herbeizuführen. Unter Hinweis auf die nicht ausreichende Erfahrung bezüglich der Dauerhaftigkeit der Dichtungssysteme hatte der Umweltrat bereits 1990 in seinem Sondergutachten zur Abfallwirtschaft die Notwendigkeit einer Stabilisierung der Deponiekörper betont (SRU, 1991, Tz. 1560). Zur beschleunigten Stabilisierung des Deponiekörpers bieten sich die folgenden Maßnahmen an:

– Optimierung der Gasbildung in Altdeponien durch die kontrollierte Infiltration von Wasser bzw. vorbehandeltem Sickerwasser (Tz. 1084),

– Reduzierung des mobilisierbaren Stoffpotenzials aus Altdeponien durch eine aerobe *in situ*-Stabilisierung der abgelagerten Abfälle (Tz. 1088),

– Auslaugung des Deponiekörpers durch eine Infiltration großer Wassermengen (Tz. 1089) und

– Rückbau des Deponiekörpers zur nachträglichen „Vorbehandlung“ der bereits abgelagerten Abfälle (Tz. 1090).

Im Sinne der aktiven Gefährdungsminderung sollen die Deponien bei den beiden erstgenannten Maßnahmen als „Bioreaktoren“ genutzt werden (STEGMANN et al., 2000). Ziel ist dabei die Begrenzung der Dauer der Nachsorgephasen auf überschaubare Zeiträume von 25 bis 50 Jahren (STEGMANN et al., 2000).

Sickerwasserinfiltration

1084. Die Anforderungen der TA Siedlungsabfall in Bezug auf das Deponiesickerwasser gelten für alle Siedlungsabfalldeponien und damit grundsätzlich auch für Altdeponien (TASi Nr. 11.2.1g). Zu diesen Anforderungen gehört, dass gefasstes Deponiesickerwasser und Rückstände aus der Sickerwasserreinigung nicht in den Deponiekörper zurückgeführt werden dürfen (TASi Nr. 10.4.2). Die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) vermerkt im Hinblick auf das Verbot einer solchen Sickerwasserrückführung, dass im Falle geeigneter Voraussetzungen und bei Vermeidung nachteiliger Auswirkungen eine gesteuerte Wasserzuführung zur Befeuchtung von Altdeponien zwar dem Wortlaut, aber nicht den Intentionen der TA Siedlungsabfall widerspräche (LAGA, 2000).

1085. Das Verfahrensziel der Sickerwasserinfiltration ist die biologische Stabilisierung einer Deponie mithilfe einer Optimierung der Gasbildung. Diese Optimierung kann bei Deponien mit Basisabdichtung durch die kontrollierte Infiltration von Wasser bzw. (vor-)behandeltem Sickerwasser erreicht werden. Eine Infiltration sollte nur in trockenen Deponiebereichen erfolgen, in denen es aufgrund von Wassermangel zu einem Stillstand der Gasproduktion gekommen ist (UBA, 1997b). Um eine tatsächliche Verringerung des Emissionspotenzials herbeizuführen, sollte auf die Infiltration von unbehandeltem Sickerwasser und von Konzentraten aus der Sickerwasserbehandlung verzichtet werden. Neben ökologischen Bedenken spricht dagegen, dass dabei unter dem Deckmantel der Stabilisierung des Deponiekörpers auf eine Sickerwasserbehandlung verzichtet würde.

1086. Die Bewässerung eines Deponiekörpers kann entweder durch eine Bewässerung mittels Lanze bzw. Rigole oder über Schluckbrunnen erfolgen. Eine Infiltration über Lanzen oder Rigolen kann allerdings nur vor dem Aufbringen einer Oberflächenabdichtung vorgenommen werden. Eine Rigoleninfiltration ist im Vergleich zu Lanzen von größerer Effektivität, weil dabei das infiltrierte Sickerwasser nicht nur punktuell in den Deponiekörper eingetragen wird. Daher sollte für eine langfristige Infiltration die Rigolenlösung gewählt werden (HOINS, 2001). Alternativ stünde noch die Bewässerung mittels Schluckbrunnen zur Auswahl, bei der lokal begrenzt relativ große Mengen an Sickerwasser eingebracht werden.

1087. Bei allen Maßnahmen zur Bewässerung von Siedlungsabfalldeponien ist zu bedenken, dass die Deponiekörper inhomogen aufgebaut sind. Das führt zwangsläufig zu kaum kalkulierbaren Durchströmungsverhältnissen. Daher ist nicht zu gewährleisten, dass infiltriertes Wasser auch dorthin gelangt, wo es benötigt wird. Es ist von einer Vielzahl an Rissen, Spalten, Kanälen und sogar wasserstauenden Schichten auszugehen, die zur Bildung bevorzugter Sickerwasserbahnen führen können (DREES, 2000). Die Kontrollmöglichkeiten, ob alle notwendigen Deponiebereiche erreicht werden, sind sehr eingeschränkt.

In-situ-Aerobisierung

1088. Bei der aeroben *in-situ*-Stabilisierung wird dem Deponiekörper Luft bzw. Sauerstoff gezielt zugeführt, sodass es zu einem beschleunigten Abbau der organischen Bestandteile kommt. Als Umsetzungsprodukte entstehen dabei hauptsächlich Kohlendioxid (Ablufterfassung) und Wasser sowie langzeitstabile, huminstoffartige Verbindungen (HEYER, 2000). Im Anschluss an diese Stabilisierungsmaßnahme wird es nur noch zu einem minimierten Anfall an Deponiegas kommen, und das Sickerwasser wird in Bezug auf die Grenzwerte des 51. Anhangs der Abwasserverordnung eine verbesserte Qualität aufweisen (RITZKOWSKI et al., 2000). Das bei der Aerobisierung entstehende Abgas ist kontrolliert zu erfassen und zu behandeln. Es kommen dafür entweder Biofilter oder nichtkatalytische, thermische Verfahren zum Einsatz. Auch die Nutzung von Aktivkohle zur Abluftbehandlung ist denkbar (HEYER, 2000). Vor einer Aerobisierung sind die Standortbedingungen zu überprüfen und die Eignung des Deponiekörpers zu beurteilen. Wichtigste Voraussetzung für die Anwendung dieses Verfahrens ist eine ausreichende Gaswegigkeit des Deponiekörpers.

Auslaugung des Deponiekörpers

1089. Wenn Deponien über eine funktionstüchtige Fassungs- und Behandlungsinfrastruktur für das Sickerwasser verfügen, kann eine beschleunigte Auslaugung des Deponiekörpers stattfinden. Dabei wird abschnittsweise eine hohe spezifische Beschickung mit gereinigtem Sickerwasser vorgenommen. Die jährliche Beschickungshöhe kann ein Mehrfaches der Niederschlagshöhe betragen. Nach Abklingen der Konzentrationen an Sickerwasserinhaltsstoffen wird der Auslaugungsvorgang auf einen anderen Deponieabschnitt verlagert.

Deponierückbau

1090. Der Deponierückbau diente bisher im Wesentlichen der Rückgewinnung von knapp bemessenem Deponieraum. Dabei wurden vor langer Zeit abgelagerte Abfälle entnommen, sortiert und – soweit nicht verwertbar – wieder eingebaut. Ein Rückbau von Deponien mit dem Ziel, neuen Deponieraum zu schaffen, ist aufgrund zurzeit ausreichender Deponiekapazitäten und der mit dem Rückbau verbundenen hohen Kosten nicht zu erwarten (BRAMMER, 2000). Der strategische Ansatz des Deponierückbaus verdient aber auch vor dem Hintergrund der Minderung des Emissionspotenzials einer Deponie ein zunehmendes Interesse. Das sinnvolle Vorgehen sieht so aus, dass die Abfälle nach Stoffgruppen getrennt und die dafür geeigneten Fraktionen stofflich oder energetisch verwertet werden. Die nicht verwertbaren Bestandteile sollten auf einer TASi-konformen Deponie erneut abgelagert werden. Diese Form der Minimierung des Emissionspotenzials nicht abgedichteter Deponien erscheint ökologisch sinnvoll, wo die Kosten des Deponierückbaus bzw. der Umlagerungsmaßnahmen in einem angemessenen Verhältnis zu denen einer zeitlich sehr ausgedehnten Nachsorge einschließlich möglicher Sanierungsmaßnahmen stehen. Dies sollte für jeden Einzelfall rechtzeitig geprüft werden.

4.4.3.4 Deponien ohne Basisabdichtung

1091. Deponien ohne Basisabdichtung stellen in der Gruppe der Altdeponien keinen Sonderfall dar, sondern machen einen beträchtlichen Anteil an den ehemaligen und noch in Betrieb befindlichen Hausmülldeponien aus. Ohne Basisabdichtung kann vor allem keine Sickerwasserfassung und -behandlung erfolgen, sodass die Gefahr einer Grundwasserverunreinigung gegeben ist. In der Fachwelt wird in Verbindung mit möglichen Gefährdungen, die von ungedichteten Deponien ausgehen können, über *natural attenuation* diskutiert (STEGMANN et al., 2001). *Natural attenuation* steht für eine Strategie, die die allmähliche Entschärfung des Problems der Natur überlässt, im Falle der Altdeponien also auf den natürlichen Rückhalt bzw. die natürliche Verminderung oder Verdünnung von Schadstoffbelastungen im Boden setzt. Soweit es sich um eine überwachte, also messtechnisch erfasste Selbstreinigung handelt, wird *natural attenuation* auch bereits als eine Sanierungsstrategie bezeichnet.

Der Umweltrat teilt die Einschätzung, dass *natural attenuation* als Nachsorgestrategie für ungedichtete Deponien in Betracht kommt, nicht; er erachtet passive und aktive Maßnahmen zur Minderung des Gefährdungspotenzials ungedichteter Deponien als nach wie vor notwendig. Es ist sicherzustellen, dass eine Verunreinigung des Grundwassers durch Deponien ohne Basisabdichtung nicht zu besorgen ist. Bei solchen Deponien ist neben einer Oberflächenabdichtung eine aktive Gasfassung vorzusehen.

Falls der Deponiekörper über ein besonderes Emissionspotenzial verfügt, bietet es sich an, als zusätzliche Maßnahme eine künstliche Stabilisierung des Deponiekörpers vorzunehmen. Die Stabilisierung von Abfällen in Deponien ohne Basisabdichtung ist schwieriger als die von Abfällen in gedichteten Deponien. Eine Infiltration von Wasser zur optimalen Gasbildung scheidet aus. Der Umweltrat hält in solchen Fällen die aktive Aerobisierung des Deponiekörpers für einen möglichen Ansatz, eine beschleunigte biochemische Stabilisierung der Abfälle in ungedichteten Deponien herbeizuführen und Setzungen des Deponiekörpers vorwegzunehmen, um so zeitnah wie möglich eine Oberflächenabdichtung aufbringen zu können.

4.4.3.5 Fazit und Empfehlungen

1092. Die Nachsorge von Deponien wird künftig an Relevanz gewinnen, da aufgrund der verschärften rechtlichen Rahmenbedingungen mittelfristig eine Vielzahl heute noch betriebener, technisch unzureichend ausgestatteter Deponien in die Nachsorgephase eintreten wird. Die dort vornehmlich unvorbehandelt eingelagerten Abfälle verfügen über ein hohes, über lange Zeit wirksames Restemissionspotenzial. Gemäß den Anforderungen der TA Siedlungsabfall bzw. der Abfallablagerungsverordnung ist nach der Verfüllung einer Deponie bzw. eines Deponieabschnitts unabhängig von der Art und Zusammensetzung der eingelagerten Abfälle auf dem Deponiekörper ein Oberflächenabdichtungssystem aufzubringen. Der Umweltrat hält diese Überdeckung für Deponien, in denen ausschließlich Abfälle lagern, die die Zuordnungskriterien der Abfallablagerungsverordnung einhalten, für eine gerechtfertigte und sinnvolle Lösung. Jedoch ist nach Ansicht des Umweltrates für aktive Deponien mit einem entsprechenden Restemissionspotenzial einzelfallspezifisch die Zweckmäßigkeit von Maßnahmen zur passiven und aktiven Emissionsverhinderung bzw. -minimierung zu prüfen. Bei Vorliegen eines hohen Restemissionspotenzials einer Altdeponie kann es je nach gegebenen Randbedingungen sinnvoll sein, eine Kombination derartiger aktiver und passiver Maßnahmen zu wählen – beispielsweise vor Aufbringen einer passiv sichernden Oberflächenabdichtung die Durchführung einer künstlichen biochemischen Stabilisierung des Deponiekörpers als aktive Maßnahme. Mit einer künstlichen Stabilisierung in Form einer Aerobisierung kann ein verbesserter bzw. beschleunigter Abbau organischer Verbindungen und die Vorwegnahme von Setzungen erreicht werden. Dabei würden allerdings anorganische und schwer abbaubare organische Schadstoffe nicht eliminiert, sodass ein Schadstoffpotenzial im Deponiekörper verbliebe. Zur Stabilisierung des Deponiekörpers von Deponien mit Basisabdichtung kann auch eine gezielte Reinfiltration von

Deponiesickerwasser beitragen. Der Umweltrat empfiehlt daher, die TA Siedlungsabfall (Nr. 10.4.2) dahin gehend zu ändern, dass unter näher zu spezifizierenden Voraussetzungen eine Reinfiltration des Sickerwassers zu diesem Zweck zulässig ist.

4.4.4 Zum Stand der Entwicklung thermischer Sonderverfahren als Alternative zur Rostfeuerung

4.4.4.1 Stand der Entwicklung bei den thermischen Sonderverfahren

1093. Unter thermischen Sonderverfahren werden neuere Verfahren verstanden, die sich prinzipiell als Alternativen zur herkömmlichen Rostfeuerung in der Abfallentsorgung eignen. Die wesentlichen Verfahrensgruppen sind dabei (vgl. SRU, 1998, Tz. 582):

– Entgasung und Rückstandsaufbereitung (Anlage in Burgau; PKA-Verfahren),

– Entgasung und Verbrennung (Schwel-Brenn-Verfahren von Siemens-KWU, RCP-Verfahren der Von Roll Inova GmbH),

– Entgasung und Vergasung (Thermoselect-Verfahren, Noell-Konversionsverfahren),

– Vergasung (Sekundär-Rohstoffverwertungszentrum (SVZ); BGL-Verfahren).

1094. Zur Beurteilung der Einsetzbarkeit thermischer Verfahren zu Entsorgungszwecken sind ihre technischen, ökologischen und ökonomischen Leistungsprofile zu betrachten. Das bedeutet im Einzelnen:

– Im technischen Leistungsprofil müssen die Beherrschung aller Komponenten des thermischen Abfallbehandlungsverfahrens sowohl im Dauer-Volllastbetrieb als auch im Störfall („Notbetrieb“) sowie die Entsorgungssicherheit demonstriert werden.

– Im ökologischen Leistungsprofil werden der Weg und Verbleib der Haupt- und Schadstoffströme sowie die Energie-/CO_2-Bilanz dargestellt. Der Bedarf an Fremdenergie und/oder fossilen Energieträgern (z. B. Erdgas, Kohle) wird dabei getrennt erfasst. Die Bilanz muss sowohl den Normalbetrieb als auch Betriebsstörungen mit einbeziehen. Maßstab der Beurteilung kann nicht allein die bloße Einhaltung der 17. BImSchV sein. Deren Grenzwerte sind vom Stand der Technik teilweise bereits überholt und können von modernen Müllverbrennungsanlagen im Dauerbetrieb bis um den Faktor 100 unterschritten werden (vgl. Tz. 885 ff.). Entsprechende Garantiezusagen der Anbieter im Ausschreibungsverfahren müssen allerdings im Einzelfall auf ihre technische Machbarkeit bzw. Glaubwürdigkeit überprüft werden.

– Im ökonomischen Leistungsprofil wird die Wirtschaftlichkeit des Verfahrensansatzes unter den herrschenden Marktbedingungen nachgewiesen. Dazu gehören Annahmepreise sowie Preise für die Reststoffbeseitigung oder -verwertung (unter Anrechnung von Erlösen).

1095. Bis Ende 2001 haben sich die thermischen Sonderverfahren trotz der langjährigen Verfahrensentwicklung nicht als Standardverfahren zur thermischen Abfallbehandlung etablieren können. Viele Entwicklungen wurden ganz eingestellt, einige haben etwa Nischen besetzt oder werden im Ausland unter anderen abfallpolitischen Rahmenbedingungen fortgeführt. Nicht zuletzt aus diesem Grund ist derzeit eine Gesamtbewertung nach den Kriterien der oben aufgeführten drei Leistungsprofile nur in Ansätzen vorhanden (s. z. B. KAIMER und SCHADE, 1999, Kapitel 5; BARNISKE und JOHNKE, 1996). Begleitende Untersuchungen unabhängiger Dritter zur Maßstabsvergrößerung, auf die sich eine fachliche Bewertung stützen könnte, fehlen in der Regel. Vom Umweltrat wurden 1998 einige Verfahrensalternativen aufgrund ihrer potenziellen konzeptionellen Eignung zur Schadstoffsenke verhalten positiv bewertet (SRU, 1998, Tz. 583 ff.). Jüngste wissenschaftliche Auswertungen der verfügbaren Daten geben den Entwicklungsstand Ende der Neunzigerjahre des letzten Jahrhunderts wieder (SCHOLZ et al., 2001a und b; KAIMER und SCHADE, 1999; 1998; BORN, 1998; FAULSTICH et al., 1998). Bewertet werden in der Regel Entwicklungsstand und Abstimmung der Verfahrensstufen, Prozessführung und -steuerung, Betriebserfahrungen, Produkt- und Rückstandsverwertung, Energiebilanz und Kosten. Nachstehend werden anhand der drei Leistungsprofile wesentliche Ursachen des bisher nicht erfolgten Durchbruchs der thermischen Sonderverfahren aufgeführt und verfahrensspezifisch zukünftige Chancen und Risiken dieser Technologien beleuchtet.

Technisches Leistungsprofil

1096. Problematisch für die Entsorgungssicherheit sind die im Vergleich zur herkömmlichen Müllverbrennung meist bedeutend schwierigere Prozessführung und -optimierung sowie die fehlende Langzeiterprobung der Konzepte. Wie aus der Verfahrenstechnik hinreichend bekannt, können allgemein bei der Maßstabsvergrößerung Probleme auftreten, die, wenn überhaupt, nur mit aufwendigen Nachbesserungsarbeiten meist erst nach längerer Zeit beherrscht werden können. Die Langfristerfahrung mit stabilem Volllastbetrieb fehlt bei der zögerlichen Entwicklung der thermischen Sonderverfahren. Nach den bisher verfügbaren Erfahrungen kann angenommen werden, dass die Herbeiführung einer ausreichenden Prozessstabilität auf nicht vorhersehbare Schwierigkeiten stößt. Zudem hat das restriktive Informationsverhalten einiger Anbieter dazu geführt, dass zur Erklärung der unüblichen Verzögerungen nur Vermutungen aus den Medien angeführt werden konnten (vgl. DAHLKAMP, 2000).

Ökologisches Leistungsprofil

1097. Hinsichtlich der Emissionen ist davon auszugehen, dass die oben genannten Verfahren in der Lage sind, auch in großtechnischem Maßstab die niedrigen (garantierten) Emissionswerte unterhalb der Grenzwerte der 17. BImSchV, sowie, die Auslaugung bei den entstehenden Abfällen betreffend, die Grenzwerte der Abfallablagerungsverordnung zu erfüllen. Dies erfordert allerdings

teilweise weitergehende nachträgliche Maßnahmen. Beispielsweise führen betriebsbedingt hohe Verbrennungstemperaturen in Anwesenheit von Stickstoff systematisch zu erhöhter NO_x-Bildung und entsprechendem Gasreinigungsaufwand. Hinsichtlich der Auslaugbarkeit der Schadstoffe aus den Schlacken und sonstigen Granulaten gibt es charakteristische Unterschiede im Vergleich zu den herkömmlichen Müllverbrennungsschlacken, die für den Einsatz solcher aufwendigen Verfahren sprechen können (s. KNORR et al., 1999). Auch diesbezüglich können richtige Vergleiche erst mit Reststoffen aus dem Regelbetrieb der Anlagen vorgenommen werden. Unter energetischen sowie CO_2-Aspekten ist anzumerken, dass der Energie-Eigenverbrauch und damit die CO_2-Emissionen dieser Techniken meist hoch sind. Die Netto-Wirkungsgrade der gekoppelten Stromerzeugung liegen weit unter 20 % (KAIMER und SCHADE, 1999, S. 210), wobei zu berücksichtigen wäre, dass Stromerzeugung nicht das Hauptziel, sondern ein Nebeneffekt dieser Verfahren ist. Die gewonnenen Heißgase können energetisch optimal in der Regel nicht auf ihrem hohen Temperaturniveau, sondern erst nach Abkühlung und Reinigung eingesetzt werden. Diese Operationen verursachen hohe Energieverluste, die oftmals durch andere, vorteilhafte Verfahrens- bzw. Produktcharakteristika nicht wettgemacht werden können. Es werden außerdem hochwertige Fremdenergieträger (Erdgas, Strom) sowie fallweise Sauerstoff aus der betriebseigenen Luftzerlegungsanlage eingesetzt (z. B. Thermoselect). Dieser Aspekt wird derzeit nur über den Preis der eingesetzten Energieträger bewertet und somit aus ökologischer Sicht ungenügend berücksichtigt.

Ökonomisches Leistungsprofil

1098. Die abfallpolitischen Vorstellungen der späten Achtzigerjahre haben die Entwicklung der Verfahrenskonzepte insofern maßgeblich geprägt, als Kostengesichtspunkte seinerzeit nicht im Mittelpunkt standen. Bei den thermischen Sonderverfahren als Alternativen zur Rostfeuerung handelt es sich also meist um eine komplizierte, energieaufwendige und teure Technik. Auch unabhängig von der fehlenden technologischen Reife wirken sich die durch diese Technik mitbedingten hohen Entsorgungspreise hinderlich für die großtechnische Verwirklichung aus.

4.4.4.2 Bewertung einzelner thermischer Sonderverfahren

Schwel-Brenn-Verfahren („Entgasung und Verbrennung“)

1099. Hinsichtlich des Schwel-Brenn-Verfahrens ist festzustellen, dass Siemens-KWU die Entwicklung dieses Verfahrens nicht weiter verfolgt und lediglich Lizenznehmer in Japan betreut (SRU, 2000, Tz. 934). Folgende Gründe dafür sind am Beispiel der Schwel-Brennanlage in Fürth zu nennen:

1. Bei der stillgelegten Fürther Anlage wurde ein „scale-up“-Faktor von rund 100 (Kapazitäts- bzw. Durchsatz-Verhältniszahl zwischen den Maßstabsvergrößerungsschritten) angewandt. Üblich sind dagegen technologieabhängige Vergrößerungsfaktoren in Schritten zwischen 2 und 10. Die in Deutschland übersprungenen Zwischenschritte werden in Japan nun nachgeholt (Tz. 1101).
2. Der Sperrmüllanteil betrug in Fürth zeitweise bis zu 90 Massenprozent des Durchsatzes; daraus ergaben sich zahlreiche Störfälle. Der Sperrmüllanteil wird mittlerweile anlagenseitig (d. h. von den Lizenznehmern und Anbietern in Japan) auf maximal 20 Massenprozent begrenzt.

1100. Um die erhofften produktbezogenen Vorteile zu realisieren, wurden zudem die in sich komplexen Grundprozesse um weitere komplizierte Reststoffaufbereitungsschritte ergänzt, die ihrerseits zusätzliche Probleme sowie einen erhöhten Optimierungsbedarf mit sich brachten. Insgesamt haben diese Faktoren zu ungewöhnlich langen Bauzeiten und Vertragsfrist-Überziehungen geführt, die der Auftraggeber nicht mehr akzeptieren wollte. Die Anlagenanbieter betrachten die genannten Probleme als technisch prinzipiell beherrschbar, nicht jedoch unter den heutigen wirtschaftlichen und kommunalpolitischen Rahmenbedingungen in Deutschland (schriftliche Mitteilung von Siemens PG vom 23. Mai 2001). Die Schwel-Brenn-Anlage in Fürth wurde nach der Stilllegung 1999 entkernt und von der abfallbeseitigungspflichtigen Körperschaft veräußert. Das Grundstück samt Gebäude wurde von Siemens erworben mit dem Ziel, es einer gewerblichen Nutzung zuzuführen, wobei der Verwendungszweck „thermische Entsorgung“ vertraglich ausgeschlossen ist (Pressemitteilungen von Siemens-KWU v. 22. Februar 1999 und 26. März 1999).

1101. Die beiden japanischen Lizenznehmer, Mitsui Engineering & Shipbuilding und Takuma, setzen die Schwel-Brenntechnik ein. Seit 1999 sind zwei eher kleine Referenzanlagen – eine zur Entsorgung von Hausmüll (Kapazität 80 000 Mg pro Jahr) und eine zur Entsorgung von Autoschredderleichtfraktion (Kapazität 35 000 Mg pro Jahr) – in Betrieb. Ende des Jahres 2001 ging eine dritte Anlage zur Hausmüllentsorgung in Betrieb. Drei weitere Anlagen, alle ebenfalls zur Entsorgung von Hausmüll, befinden sich im Bau; für mehrere Anlagen bestehen Bestellungen (schriftliche Mitteilungen der Siemens PG vom 23. Mai 2001 und 12. Dezember 2001). In Japan wurde die anfänglich sehr komplexe und dadurch störungsanfällige Technik für den japanischen Markt bzw. durch die dortigen Lizenznehmer technologisch radikal vereinfacht, um die Betriebssicherheit zu erhöhen und auch wirtschaftlich wettbewerbsfähig zu sein. Zum Durchbruch in Japan wird beigetragen haben, dass die glasartigen, auslaugfesten Rückstände (Schmelzgranulat) vollständig in der Bauwirtschaft abgesetzt werden können und daher keine – bei der gegebenen Flächenknappheit außerordentlich teure – Deponierung erfordern. Einem „Come-back“ der – nunmehr sicher betriebserprobten – Schwel-Brenn-Technik in Europa dürfte allerdings insbesondere der nach wie vor hohe Energieaufwand entgegenstehen.

Thermoselect-Verfahren

1102. Nach dem Umbau in den Jahren 2000 und 2001 sollte die Thermoselect-Anlage in Karlsruhe spätestens

bis Februar 2002 ihre Tauglichkeit zur Entsorgung im mindestens vierwöchigen ununterbrochenen Dauerbetrieb nachweisen, um eine Betriebsgenehmigung zu erhalten. Der Volllastbetrieb (Durchsatz 720 Mg pro Tag bzw. 225 000 Mg pro Jahr) ist erst im Oktober 2001 angelaufen. Die Verzögerungen bei der Inbetriebnahme der Anlage sind zum einen wesentlich durch grundsätzliche Unzulänglichkeiten an der „Notbrennkammer“ der Hauptanlage bedingt. Diese Brennkammer hätte als „Nebenstrom-Fackel“ die Emissionen am Hauptkamin vorbei ungereinigt bzw. unkontrolliert ins Freie ableiten können. Bei Messungen nur am Hauptkamin konnten keine Grenzwertüberschreitungen nachgewiesen werden. Zum anderen hatten in einer Pannenserie zahlreiche Elemente des Systems, darunter auch die feuerfeste Auskleidung des Hochtemperaturreaktors, versagt (DAHLKAMP, 2000). Dies alles hat umfangreiche, genehmigungspflichtige Umplanungs- und Umbauarbeiten nach sich gezogen (s. EnBW-Stellungnahme v. 22. Februar 1999, Pressemitteilung v. 2. Februar 2001), was für konzeptionelle Schwächen des Systems spricht. Die neue Notbrennkammer (Mehrkosten von ca. 12,8 Mio. Euro) ist nunmehr ein geschlossenes System, dessen Emissionsstrom in den Hauptgasstrom geleitet wird. Die technologische Überarbeitung war letztlich selbst auferlegt, da eine entsprechende Garantiezusage von Thermoselect SW, weit unterhalb der 17. BImSchV zu emittieren, in den Bescheid übernommen worden war. Die Anlage in Karlsruhe hat mittlerweile bis zum festgesetzten Stichtag den einmonatigen Dauerbetrieb erfolgreich absolviert und fristgerecht mit dem Messbericht den Antrag auf Dauergenehmigung eingereicht. Diese wurde Anfang Januar 2002 erteilt (EUWID Re Nr. 1/2 v. 8. Januar 2002, S. 12).

Bei positiven Ergebnissen sollte ursprünglich die ähnliche, im Bau befindliche Anlage in Ansbach (90 000 Mg/a Hausmüll, Mitentsorgung von 26 000 Mg pro Jahr Klärschlamm) etwa in einem Jahr in Betrieb gehen. Für diese Anlage ist allerdings ein Baustopp verhängt. Der Entsorgungsverband hat den Entsorgungs- und Pachtvertrag mit der Thermoselect-Betreibergesellschaft gekündigt. In einem anhängigen Gerichtsverfahren wird die Betreibergesellschaft verklagt, das Gelände zu räumen und herauszugeben (EUWID Re. Nr. 39 v. 25. September 2001, S. 4). Die Zukunft des Projekts Ansbach wird wohl von den Gerichten entschieden, wobei eine außergerichtliche Einigung oder ein gerichtlicher Vergleich noch nicht ausgeschlossen ist. Der Zweckverband hat daran jedoch wenig Interesse.

Der Main-Kinzig-Kreis hat im Februar 2002 beschlossen, dass der geplante Bau einer Thermoselectanlage (Hanau) nicht weiter verfolgt wird. Auch in Herten, wo ursprünglich ebenfalls eine Anlage geplant war, wird es – zumindest vorläufig – nicht zu einer Realisierung kommen, da der Genehmigungsantrag zurückgezogen wurde.

Die ökologische Vorteilhaftigkeit des Thermoselectverfahrens konnte bisher nicht eindeutig nachgewiesen werden. Dies lag unter anderem an der äußerst zurückhaltenden Informationspolitik des Lizenzgebers. Auch wurden häufige konzeptionelle Änderungen ohne Absprache mit den Kaufinteressenten vorgenommen. Bei diesem Verfahren müsste vor allem belegt werden, dass angesichts der extrem hohen Energieintensität noch wirkliche Umweltvorteile bestehen bleiben. Das Verfahren steht zudem im Wettbewerb mit anderen Ansätzen (Schwel-Brenn-, Von-Roll-Verfahren, verbesserte Rostfeuerungen usw.), sodass auch komparative Vorteile nachgewiesen werden müssten.

Noell-Konversionsverfahren

1103. Beim Noell-Konversionsverfahren handelt es sich um ein Verfahren der Pyrolyse und Flugstromvergasung (SCHINGITZ und SEIDEL, 1998). Der genehmigte Bau einer entsprechenden Anlage für jährlich 100 000 Mg Hausmüll und Klärschlamm im Landkreis Northeim/Niedersachsen (KAIMER und SCHADE, 1999, S. 97) wurde bisher nicht in Angriff genommen und wird wegen der erheblich geringeren Abfallmengen (Faktor vier bis fünf im Vergleich zum Beginn der Neunzigerjahre) auch künftig nicht realisiert.

Vergasungsverfahren der Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum GmbH (SVZ) „Schwarze Pumpe“ in Sachsen

1104. Das Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum (SVZ– Tochtergesellschaft der Berliner Wasserbetriebe) verfügt über zwei unterschiedliche Vergaserlinien für hausmüllähnliche Abfälle:

– Festbett-Druckvergaser für feste Abfälle im Gemisch mit Kohle und/oder Klärschlammbriketts, Vergasung bei 800 °C bis 1 300 °C,

– Schlackebad-Druckvergaser für aufbereitete feste Abfälle im Gemisch mit Kohle, Vergasung bei 1 600 °C (im Bau).

In beiden Verfahren werden kohlenstoffhaltige Abfälle unter Zuhilfenahme von Dampf und Sauerstoff als Vergasungsmittel zu Synthesegas umgesetzt. Der Schlackeaustrag erfolgt in schmelzflüssiger Form mit anschließender schockartiger Kühlung im Wasserbad. Im glasartigen Schlackegranulat sollen alle Schadstoffe „eluatfest“ eingebunden sein (www.svz-gmbh.de/D/Seiten). Für den Einsatz für Siedlungsabfälle kommt dieser Verfahrenstyp allenfalls als zentrales Endglied eines überregionalen Entsorgungsverbundes infrage z. B. für die rohstoffliche Verwertung bereits aufbereiteter, heizwertreicher Abfallbestandteile. Auch insoweit dürfte aber die fehlende Wirtschaftlichkeit einer Verbreitung des Verfahrens entgegenstehen.

Weitere Entwicklungen

1105. In der UBA-Liste der Entsorgungsanlagen sind zwei Pyrolyseanlagen (Burgau, Bj. 1983, und Aalen, Bj. 1999) mit 25 000 bzw. 24 000 Mg pro Jahr Kapazität angegeben. Diese Durchsatzleistungen entsprechen dezentralen Anlagen bzw. der Pilotanlagengröße. Nach Auskunft der Anlagenbetreiber (Anfang 2002) funktionieren sie als reine Pyrolyseanlagen (ohne Einschmelzung von Rückständen) zufrieden stellend. Anlagen, die den Erfordernissen zentraler Großanlagen entsprechend

dimensioniert sind, existieren demnach bislang noch nicht. Eine Maßstabsvergrößerung auf 100 000 Mg pro Jahr ist derzeit nicht geplant. Je nachdem, ob sich die entsorgungspflichtigen Körperschaften für die Beteiligung an einer zentralen Großanlage (MVA Stuttgart, geplant: 400 000 Mg pro Jahr) oder den Bau einer dezentralen Kleinanlage entscheiden, kann das Konzept noch eine Verbreitung erfahren. In Aalen ist die oben genannte geplante Kapazität von 24 000 Mg pro Jahr noch nicht erreicht.

Verfahrenstechnisch interessant ist die Pyrolyseanlage des ehemaligen Kraftwerks Westfalen in Hamm, die als Vorschaltanlage für die Vorbehandlung heizwertreicher Reststoffe nicht für Restmüll-, sondern zur Sekundärbrennstoffeinspeisung konzipiert ist (s. Tz. 860). Die Jahreskapazität beträgt etwa 100 000 Mg pro Jahr (STOCK et al., 2001). Diese Entwicklung sollte aufmerksam verfolgt werden, weil die heizwertseitig interessanten, feuerungstechnisch jedoch ungünstigen Stoffströme aus der Restmüllaufbereitung (MBA) auf diesem zweistufigen Wege in Großkraftwerken verwertet werden könnten.

1106. Von den im Umweltgutachten 1998 genannten zahlreichen weiteren Verfahrensentwicklungen (SRU, 1998, Tz. 582) werden keine mehr für die Entsorgung von Siedlungsabfällen angeboten. Lediglich eine zusätzliche, kleine RCP-Anlage (RCP = „recycled clean products“) der Von Roll Inova GmbH wird an der Müllverbrennungsanlage von Bremerhaven betrieben, um heizwertreiche Abfallfraktionen thermisch umzusetzen. Es handelt sich dabei um eine Pyrolyseanlage mit angeschlossenem Hochtemperaturschmelzprozess unter Sauerstoffzugabe zur Erzeugung von „reinen“ Baustoffen (vgl. KAIMER, SCHADE, 1999, S. 99; CAPITAINE, ENGWEILER, 1998; MÜLLER, 1998). Für Schredderleichtfraktion befinden sich in Europa weitere kleinere Anlagen in Planung oder Betrieb (VOLLRATH, 1998).

Ein ähnliches Verfahren zur Sauerstoff-Schmelz-Vergasung („2SV“-Verfahren) wird ebenfalls zur Umwandlung/Verwertung spezieller Abfallfraktionen und von Biomasse für kommunale Selbstver- und -entsorgungszwecke entwickelt (NITSCHE et al., 2001).

4.4.4.3 Fazit

1107. Die thermischen Sonderverfahren sind bislang nicht zu technischer Reife gelangt. Ökologische Vorzüge, die auch der Umweltrat früher vermutet hatte, konnten großtechnisch bislang nicht realisiert werden. Die Techniken haben sich außerdem bislang nicht als wirtschaftlich erwiesen. Es ist deshalb davon auszugehen, dass den thermischen Sonderverfahren in näherer Zukunft keine Bedeutung zukommen wird. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die entscheidende Phase der Verfahrensentwicklungen in eine ungünstige Umbruchsituation des Marktes fiel. Dass sich die meisten Anbieter und Nachfrager zurückgezogen haben, gebaute Anlagen „entkernt“ bzw. Entsorgungsverträge gekündigt wurden, ist zumindest unter anderem auf die instabilen und für die kommunale Abfallwirtschaft zunehmend ungünstigen abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen zurückzuführen. Ein abschließendes Urteil über das technische und wirtschaftliche Potenzial der thermischen Sonderverfahren kann daher bis heute nicht gefällt werden. Die bei verfahrenstechnischen Entwicklungen üblicherweise auftretenden technischen und wirtschaftlichen Probleme hätten unter anderen Rahmenbedingungen womöglich gelöst werden können. Es ist insofern nicht auszuschließen, dass nicht die technischen Grundideen, sondern innovationsfeindliche Rahmenbedingungen das Problem darstellen, an dem die Entwicklung der thermischen Sonderverfahren in Deutschland bis auf Weiteres gescheitert ist oder durch das sie zumindest deutlich gebremst wurde. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, stabile, kalkulierbare Rahmenbedingungen für eine lebensfähige kommunale Abfallwirtschaft zu schaffen.

4.5 Privatisierung der Abfallentsorgung

4.5.1 Ausgangssituation

1108. Die Aufteilung der Entsorgungsmärkte zwischen den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern und der privaten Entsorgungswirtschaft ist mit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) am 6. Oktober 1996 zur zentralen Ordnungsfrage der Abfallwirtschaftspolitik und zu der am stärksten umstrittenen Interpretationsfrage des Abfallrechts geworden. In dem schon sprichwörtlichen „Kampf um den Abfall“ ist es dem privaten Entsorgungssektor vor allem im Bereich der Gewerbeabfälle gelungen, zusätzliche Marktanteile für sich zu gewinnen, während die öffentlichen Entsorgungsträger ganz erhebliche Mengenrückgänge verzeichnen müssen und deswegen vielfach ihre Beseitigungsanlagen nicht annähernd auslasten können (s. dazu im Einzelnen Abschn. 4.1.1).

Diese Entwicklung wird vielfach auf das Ordnungsmodell des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes zurückgeführt. Mit dem Gesetz habe der Gesetzgeber bewusst eine Abkehr von der öffentlichen Daseinsvorsorge und einen „Paradigmenwechsel“ hin zur privaten Entsorgungszuständigkeit eingeleitet (SCHINK, 2001, S. 110 ff.; WEIDEMANN, 1997, S. 311; PETERSEN und RID, 1995, S. 8). Diese Neuordnung der Entsorgungswirtschaft komme insbesondere darin zum Ausdruck, dass das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz mit den neuen Grundpflichten der §§ 5 Abs. 2, 10 Abs. 1 erstmals die Besitzer und Erzeuger von Abfall unmittelbar selbst zur Entsorgung ihrer Abfälle verpflichtet, während das alte Abfallgesetz (AbfG) vom 27. August 1986 lediglich die Überlassung der Abfälle an die zuständigen öffentlichen Entsorgungsträger verlangte (§ 3 Abs. 1 AbfG).

In der Tat sah der Regierungsentwurf zum Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz zunächst eine weitgehende Privatisierung der Entsorgungszuständigkeiten vor (vgl. insbesondere § 9 des Regierungsentwurfs, der nur sehr eng begrenzte Überlassungspflichten vorsah, Bundestagsdrucksache 12/5672, S. 9). Mit dieser ordnungspolitischen Absicht hat sich die damalige Bundesregierung jedoch nicht durchsetzen können (zur Entstehungsgeschichte vgl. DOLDE, VETTER, 1999, S. 34 ff.; VERSTEYL,

WENDENBURG, 1994, S. 833). Vielmehr ist es schließlich weitestgehend bei dem Ordnungsmodell des Abfallgesetzes geblieben. Denn abweichend von §§ 5 und 10 KrW-/AbfG sind nach § 13 Abs. 1 Haushaltsabfälle sowie gewerbliche Abfälle zur Beseitigung regelmäßig den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern zu überlassen. Der privaten Entsorgungszuständigkeit unterfallen danach – von mengenmäßig kaum relevanten Ausnahmen abgesehen – lediglich gewerbliche Abfälle, die verwertet werden. Letztere sind jedoch im Wesentlichen überhaupt erst durch das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz und dessen erweiterten Abfallbegriff zu Abfällen bestimmt worden. Unter dem Abfallgesetz galten diese Stoffe, die das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz nunmehr als „Abfälle zur Verwertung“ in seinen Regelungsbereich mit einbezieht, als so genanntes Wirtschaftsgut und nicht als Abfall. Mithin hat für die Abfälle zur Verwertung auch nach dem Abfallgesetz keine Überlassungspflicht bestanden.

Indem die Verteilung der Entsorgungszuständigkeiten zwischen öffentlichem und privatem Sektor an die Unterscheidung von Verwertung und Beseitigung angeknüpft wurde, ist also das duale Zuständigkeitsmodell des Abfallgesetz – Hausmüllentsorgung und Beseitigung in öffentlicher, Verwertung von gewerblichen Abfällen in privater Zuständigkeit – grundsätzlich beibehalten worden (SCHINK, 2001, S. 116; HÖLSCHER, 1995, S. 179 f.). Eine „Privatisierungstendenz“ weist das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz daher allenfalls im Hinblick auf die unterschiedlichen einzelfallbezogenen Privatisierungsmöglichkeiten auf, die das Gesetz den Kommunen erstmals durch die §§ 16 bis 18 eröffnet. Eine generelle Grundentscheidung zugunsten privater Entsorgungsstrukturen hat der Gesetzgeber damit jedoch nicht getroffen.

Von daher kann auch das Vordringen der privaten Verwertungsindustrie nicht als Konsequenz eines allgemeinen neuen gesetzlichen Ordnungsmodells bewertet werden. Soweit diese Entwicklung auch auf die rechtlichen Rahmenbedingungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes zurückzuführen ist (zu den wirtschaftlichen Ursachen s. Tz. 766), liegt die Ursache vielmehr in der eklatanten Unschärfe der Unterscheidung von Verwertung und Beseitigung. Im Streit um diese Abgrenzung hat sich zunehmend eine „verwertungslastige“ Auslegung durchgesetzt (DIECKMANN, 2000; REESE, 2000, S. 412 ff.). Mengenmäßig besonders bedeutsam ist dabei zum einen die Haltung der Europäischen Kommission zur Abgrenzung der energetischen Verwertung von der Verbrennung zwecks Beseitigung (s. dazu Abschn. 4.1.5.2.1). Während das nationale Recht die Abfallverbrennung nur unter der Voraussetzung als Verwertung ansieht, dass der jeweilige Abfall einen Mindestheizwert von 11 000 kJ pro kg und die Verbrennungsanlage einen Feuerungswirkungsgrad von 75 % hat, genügt es der Kommission bereits, dass überhaupt irgendein energetischer Nutzen aus dem Abfall gewonnen wird. Gravierende Auswirkungen auf die Mengenverteilung hat zum anderen die Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichtes (BVerwG) zur Einordnung von gewerblichen Abfallgemischen: Gegen die unter den Oberverwaltungsgerichten sowie den Ländern und Gemeinden herrschende Auffassung, dass unverwertbare Abfälle am Ort ihres Anfalls getrennt zu erfassen und gemäß § 13 Abs. 1 KrW-/AbfG zu überlassen seien, hat das Bundesverwaltungsgericht entschieden, dass eine solche Getrennthaltungspflicht grundsätzlich nicht bestehe und durchaus auch nachträglich – nach Anfall – hergestellte Abfallgemische insgesamt als Abfall zur Verwertung eingeordnet werden könnten (BVerwG, NVwZ, 2000, S. 1178 f.; dazu KIBELE, 2001). Damit wurde den gewerblichen Abfallerzeugern und -besitzern in weitem Rahmen die Möglichkeit eröffnet, die bei ihnen anfallenden unverwertbaren Abfälle im „Huckepack“ durch gemeinsame Erfassung mit verwertbaren Abfällen zu Abfall zur Verwertung zu machen und für den freien Verwertungsmarkt zu mobilisieren. Die wirtschaftlichen Anreize zu einem solchen Ausweichverhalten sind aufgrund des starken Gefälles der Entsorgungspreise innerhalb und außerhalb des Bundesgebietes beträchtlich (Tz. 767).

Aus Sorge um die Planungssicherheit der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger hat die 54. Umweltministerkonferenz zwischenzeitlich eine Ausweitung der gesetzlichen Überlassungspflicht gefordert. Durch diese und ähnliche Initiativen zur Ausweitung der öffentlichen Entsorgungszuständigkeiten (vgl. dazu PETERSEN, 2001, S. 587 f., 599 f.; SCHINK, 2001, S. 129 ff.) ist die Zweckmäßigkeit von Privatisierungen im Entsorgungsbereich erneut grundsätzlich infrage gestellt worden.

Der Umweltrat hat sich demgegenüber schon im Umweltgutachten 1998 für weitgehende Privatisierungen im Bereich der Abfallbeseitigung ausgesprochen und zugleich bedauert, dass die Versuche einer Marktöffnung bisher „außerordentlich zaghaft“ geblieben seien (SRU, 1998, Tz. 440).

1109. Die auch im Umweltgutachten 2000 (SRU, 2000, Tz. 948) noch einmal bekräftigte Forderung nach einer weitgehenden Privatisierung der Abfallbeseitigung wurde im Wesentlichen damit begründet, dass

– private Anbieter in der Lage seien, Entsorgungsleistungen effizienter und damit kostengünstiger bereitzustellen (SRU, 1998, Tz. 695), und

– nur bei privater Bereitstellung eine knappheitsorientierte Preisbildung über den Markt und damit ein flexibler Ausgleich zwischen Angebot und Nachfrage möglich sei (SRU, 1998, Tz. 706 f.).

Die beiden genannten Vorteile privater Bereitstellung treffen auf „idealen“ Märkten – also unter den Bedingungen vollkommener Konkurrenz – ohne jede Einschränkung zu. Der Markt für Entsorgungsleistungen zeichnet sich jedoch durch eine Reihe von Merkmalen aus, die mit den Voraussetzungen eines „idealen“ Marktes nicht vereinbar sind (z. B. CANTNER, 2001; WAGNER, 2000, S. 71 ff.; BAUM und CANTNER, 1998). Der Umweltrat erachtet es deshalb als erforderlich, die für eine Privatisierung der Abfallbeseitigung ins Feld geführten Argumente noch einmal näher zu betrachten, um seine bisherigen Positionen weiterzuentwickeln und stärker zu differenzieren (zum Folgenden vgl. auch MICHAELIS, 2001). Hierzu werden zunächst grundsätzliche Fragen der Privatisierung bzw. Liberalisierung umweltbezogener Infrastrukturaufgaben erörtert (Abschn. 4.5.2). Anschlie-

ßend wird gefragt, ob private Anbieter von Entsorgungsleistungen unter den gegebenen Rahmenbedingungen tatsächlich effizienter produzieren würden als öffentliche Anbieter (Abschn. 4.5.3) und inwiefern eine knappheitsorientierte Preisbildung und damit ein flexibler Ausgleich zwischen Angebot und Nachfrage in einem durch Monopolisierungstendenzen und entsprechender Regulierungen geprägten Umfeld überhaupt möglich erscheinen (Abschn. 4.5.4). Im Anschluss hieran werden dann Alternativen zu einer Privatisierung der Abfallentsorgung aufgezeigt (Abschn. 4.5.5).

4.5.2 Grundsätzliche Betrachtungen

4.5.2.1 Begriffsabgrenzungen

1110. Die Privatisierung umweltbezogener Infrastrukturaufgaben kann auf formaler oder auf materieller Ebene erfolgen (z. B. TETTINGER, MANN, 1995, S. 148 ff.): Formale Privatisierung bedeutet lediglich eine Privatisierung der Rechtsform. Das heißt, ein öffentlicher Träger von Infrastrukturleistungen bedient sich privatrechtlicher Organisationsformen, ohne sich selbst der Aufgabenwahrnehmung zu entledigen (z. B. Umwandlung eines öffentlichrechtlichen Regiebetriebes in eine GmbH in vollständig öffentlichem Besitz). Demgegenüber wird bei der materiellen Privatisierung die bisher durch einen öffentlichen Träger wahrgenommene Aufgabe vollständig auf einen privatwirtschaftlichen Träger übertragen. Neben diesen beiden Grundformen existieren noch verschiedene Zwischenformen der Kooperation öffentlicher und privater Träger, die unter dem Begriff „public-private-partnership“ zusammengefasst werden können (z. B. BUDÄUS, GRÜNING, 1997).

Im Mittelpunkt der gegenwärtigen Privatisierungsdiskussion in der Bundesrepublik Deutschland steht die Forderung nach einer möglichst weitgehenden *materiellen Privatisierung* bisher öffentlich wahrgenommener Infrastrukturaufgaben, während die Beschränkung auf eine formale Privatisierung zumeist als bloße „Scheinprivatisierung“ abgelehnt wird.

1111. Zu unterscheiden von der Forderung nach (materieller) Privatisierung ist die ebenfalls häufig erhobene Forderung nach einer Liberalisierung der betreffenden Märkte. Hierunter sind alle Maßnahmen zu verstehen, die auf die Beseitigung bisher geschützter Gebietsmonopole abzielen. Da Liberalisierungsbestrebungen letztendlich eine Erhöhung der Wettbewerbsintensität bezwecken und Wettbewerb stets die Existenz privater Verfügungsrechte voraussetzt, ist eine Liberalisierung ohne vorherige Privatisierung nicht denkbar. Umgekehrt jedoch setzt Privatisierung nicht zwingend voraus, dass in einem zweiten Schritt auch Maßnahmen zu Liberalisierung ergriffen werden. Damit eröffnen sich zwei Optionen:

– eine Privatisierung durch Ausschreibungen von Entsorgungsleistungen in weiterhin geschützten Gebietsmonopolen, sodass ein „Wettbewerb um den Markt“ entsteht,

– eine Liberalisierung durch Aufhebung der geschützten Gebietsmonopole, sodass ein „Wettbewerb im Markt“ entsteht.

4.5.2.2 Privatisierungsbegründungen

1112. In der gegenwärtigen Debatte wird die Forderung nach einer Privatisierung bisher öffentlich erbrachter Infrastrukturleistungen durch eine Vielzahl unterschiedlichster Argumente gerechtfertigt (vgl. umfassend und nach wie vor aktuell von LOESCH, 1987). Nicht selten kommt es in dieser Diskussion zu einer Vermischung von objektiv gesicherten Begründungen mit Scheinargumenten, die lediglich ideologisch geprägt oder von einseitigen Verteilungsinteressen geleitet sind (SPELTHAHN, 1994, S. 26). Insbesondere Pauschalurteile wie „der Staat ist immer der schlechtere Unternehmer“ sind ebenso wenig hilfreich wie eine generelle Ablehnung von Privatisierungen als „Ausverkauf öffentlicher Interessen“. Auch der – durchaus verständliche – Wunsch der Kommunen nach einer Entlastung der öffentlichen Haushalte kann aus übergeordneter Perspektive kein ausschlaggebender Grund für den Übergang zu privaten Anbietern sein. Der Umweltrat plädiert deshalb nachdrücklich dafür, die Privatisierungsdiskussion auf die Zielvorstellung ökonomischer Effizienz bei gleichzeitiger Wahrung angemessen hoher ökologischer Standards zu fokussieren.

1113. Bei dem hierbei zugrunde zu legenden Effizienzbegriff ist zu unterscheiden zwischen betrieblicher und allokativer Effizienz (vgl. Kasten; ausführlich z. B. MÜHLENKAMP, 1999, S. 44 f.). Der in der gegenwärtigen Privatisierungsdiskussion vorherrschende Effizienzbegriff bezieht sich auf die betriebliche Effizienz. Unter Rückgriff auf Elemente der Theorie der Eigentumsrechte und der ökonomischen Theorie der Bürokratie wird hier argumentiert, private Anbieter hätten aufgrund des Gewinnmotivs einen Anreiz, besonders kostengünstig zu produzieren, während öffentliche Anbieter im Gegenteil sogar einen Vorteil daraus hätten, einen höheren als den betrieblich notwendigen Aufwand zu betreiben (z. B. BUDÄUS, 1998, S. 22 f.). Die hieraus abgeleitete Vermutung zugunsten einer höheren betrieblichen Effizienz privater Anbieter lässt sich durch empirische Studien jedoch nicht eindeutig bestätigen (zusammenfassend MÜHLENKAMP, 1999, S. 120 ff.). Der Grund hierfür besteht darin, dass Effizienz nicht nur von der Eigentumsform abhängt, sondern vielmehr das Resultat aus dem Zusammenspiel von Eigentumsform und Wettbewerbsintensität darstellt (so bereits POMMEREHNE, 1990, S. 43). Die aus der Theorie der Eigentumsrechte abgeleitete Effizienzvermutung zugunsten privater Anbieter gilt nämlich nur dann uneingeschränkt, wenn der betrachtete Markt durch eine hinreichend hohe Wettbewerbsintensität geprägt ist, sodass Ineffizienzen durch die Marktkräfte sanktioniert werden. Fehlt dagegen die disziplinierende Wirkung des Wettbewerbs, so besteht kein unmittelbarer Zwang zu effizienter Produktion. Vielmehr ist nach der Theorie der X-Effizienz zu erwarten, dass insbesondere Manager, aber auch sonstige Beschäftigte bestrebt sein werden, die besondere Marktstellung des Unternehmens zu nutzen, um so genannte Insiderziele – z. B. Streben nach Einkommen, Bequemlichkeit, Macht und Prestige – zu befriedigen, wodurch wiederum Ineffizienzen begünstigt werden (z. B. CANTNER, 1997, S. 364 f.).

Betriebliche und allokative Effizienz

Das Kriterium der betrieblichen Effizienz bezieht sich auf die einzelwirtschaftliche Ebene und fordert, dass eine vorgegebene Leistung zu minimalen Kosten zu erstellen ist. Demgegenüber bezieht sich das – wesentlich weiter gehende – Kriterium der allokativen Effizienz auf die gesamtwirtschaftliche Ebene. Es fordert eine Optimierung des gesamten Leistungsangebots in dem Sinne, dass alle knappen Faktoren (einschließlich Umweltgüter) in die jeweils volkswirtschaftlich sinnvollste Verwendung gelenkt werden und damit ein größtmögliches Maß an gesellschaftlichem Nutzen resultiert. Allokative Effizienz schließt betriebliche Effizienz stets ein. Umgekehrt jedoch finden sich in der Praxis zahlreiche Fälle so genannten Marktversagens, in denen zwar betriebliche Effizienz gegeben sein mag, nicht jedoch allokative Effizienz. Lediglich unter den theoretischen Idealvoraussetzungen eines „vollkommenen Marktes“ sind betriebliche und allokative Effizienz gleichermaßen gewährleistet.

1114. Hieraus folgt, dass der Übergang von öffentlichen zu privaten Anbietern nur unter wettbewerblichen Bedingungen nennenswerte Effizienzgewinne erwarten lässt. Dazu genügt es nicht, lediglich ein öffentliches durch ein privates Monopol zu ersetzen. Anstelle von Effizienzgewinnen wäre in diesem Fall lediglich zu erwarten, dass der private Monopolist die Nachfrager durch überhöhte Preise ausbeutet. Staatliche Preisregulierungen, die dies verhindern könnten, wären jedoch wiederum eine Quelle zusätzlicher Ineffizienzen (ausführlich hierzu KRUSE, 1985, S. 236 ff.). Das in der Privatisierungsdiskussion oft genannte Argument, ein Übergang zu privaten Anbietern würde die Nachfrager von steigenden Gebühren entlasten, ist folglich nur dann haltbar, wenn es gleichzeitig gelingt, eine hinreichend hohe Wettbewerbsintensität sicherzustellen.

Hinzu kommt, dass jegliche Privatisierung einhergeht mit einer Verminderung der staatlichen Einflussmöglichkeit auf Art, Qualität und Nebeneffekte der Leistungserstellung. Diese privatisierungsbedingten Steuerungsverluste stellen zwar aus marktwirtschaftlicher Perspektive noch kein zwingendes Argument für eine öffentliche Bereitstellung dar, sie erfordern aber zur Gewährleistung hinreichend hoher Umweltstandards ein höheres Maß an prozessualer Einflussnahme und Kontrolle. Eine Ausdehnung der staatlichen Kontrolle über private Akteure birgt jedoch stets die Gefahr, dass die möglichen Effizienzgewinne einer Privatisierung – sofern sie denn überhaupt eintreten – durch erhöhte Transaktionskosten wieder kompensiert werden (ausführlich MEYER-RENSCHHAUSEN, 1996).

Ökonomische Grenzen einer Privatisierung ergeben sich folglich dort, wo es aus strukturellen Gründen nicht möglich ist, das erforderliche Ausmaß an Wettbewerb zu gewährleisten, sodass im Saldo – also unter Berücksichtigung gegebenenfalls erhöhter Transaktionskosten – keine Effizienzgewinne zu erwarten wären.

4.5.2.3 Ökonomische Grenzen der Privatisierung

1115. Inwiefern es beim Übergang von öffentlichen zu privaten Anbietern möglich ist, eine hinreichend starke Wettbewerbsintensität herzustellen, hängt entscheidend von den Kostenstrukturen der betreffenden Leistungserstellung ab. Die Erstellung von Infrastrukturleistungen zeichnet sich in der Regel durch subadditive Kosten aus, sodass bei vollständiger Liberalisierung („Wettbewerb im Markt“) in der Regel nur ein einziger Anbieter – ein so genanntes natürliches Monopol – im Markt bestehen kann (vgl. Kasten; ausführlich z. B. MÜHLENKAMP, 1999, S. 42 ff.; STRACKE, 1998, S. 189 ff.; SCHEELE, 1993, S. 30 f.). Die Versorgung durch nur einen Anbieter ist in diesem Fall zwar unter Kostengesichtspunkten erwünscht, sie birgt jedoch die Gefahr einer Ausbeutung der Nachfrageseite durch überhöhte Preise. Selbst bei betrieblich effizienter Produktion wäre damit das Ziel der allokativen Effizienz verletzt.

1116. Die Möglichkeit eines Monopolisten, überhöhte Preise zu setzen, hängt entscheidend davon ab, ob der betreffende Markt „bestreitbar“ ist (grundlegend BAUMOL et al., 1982). Bestreitbarkeit liegt vor, wenn bei überhöhten Preisen andere Anbieter in den Markt eintreten und dem Monopolisten wirksam Konkurrenz machen können. In diesem Fall wird der Monopolist durch die Gefahr potenzieller Markteintritte diszipliniert, sodass eine Ausbeutung der Nachfrageseite nicht möglich ist. Ein wesentliches Hindernis für die Bestreitbarkeit eines Marktes liegt vor, wenn potenzielle Konkurrenten bei Markteintritt irreversible Investitionen tätigen müssten. Investitionen sind irreversibel, wenn die anzuschaffenden Kapitalgüter nur in der für sie vorgesehenen Verwendung nutzbar sind und ein Transfer in andere Verwendungen überhaupt nicht oder nur mit hohen Wertverlusten möglich wäre. Je stärker diese Irreversibilität ausgeprägt ist, um so höher ist das Risiko, das ein potenzieller Konkurrent bei Markteintritt eingeht und um so eher wird er davor zurückschrecken. Ein hoher Grad an Irreversibilität bildet folglich eine wirksame Marktzutrittschranke, die eine Disziplinierung durch potenzielle Konkurrenz verhindert und damit das Setzen überhöhter Preise ermöglicht.

Subadditive Kosten und natürliche Monopole

Subadditive Kosten liegen vor, wenn die gesamte Nachfrage innerhalb des relevanten Marktes durch ein einziges Unternehmen zu geringeren Kosten gedeckt werden kann als durch mehrere Unternehmen. Ursache hierfür sind fallende Durchschnittskosten. Das heißt, die Kosten pro Leistungseinheit nehmen mit steigender Ausbringungsmenge ab. Fallende Durchschnittskosten werden hervorgerufen durch hohe Fixkosten, durch Dichte- bzw. Netzeffekte und durch so genannte „economies of scale“, bei denen der Faktorbedarf bei Vergrößerung der Ausbringungsmenge nur unterproportional zunimmt. Da bei fallenden Durchschnittskosten jeder einzelne Anbieter einen starken Anreiz hat, seine Ausbringungsmenge zulasten der Konkurrenten zu erhöhen, stellt sich ein Verdrängungswettbewerb ein, der langfristig zu einem natürlichen Monopol führt.

1117. Für die gegenwärtige Privatisierungsdiskussion ist ausschlaggebend, dass sich die Erstellung von Infrastrukturleistungen zumindest in Teilbereichen sowohl durch subadditive Kosten als auch irreversible Investitionen auszeichnet (vgl. z. B. MÜHLENKAMP, 1999, S. 74 ff.; speziell zum Abfallbereich vgl. auch Tz. 1123 f.). In diesen Fällen führt ein reiner Übergang zu privaten Anbietern ohne zusätzliche Regulierung zu einem natürlichen Monopol, das keiner hinreichenden Disziplinierung durch potenzielle Konkurrenten unterliegt. Bei gewinnmaximierendem Verhalten wird der Monopolist einen Preis setzen, der weit über demjenigen Preis liegt, der sich unter Konkurrenzbedingungen realisieren ließe. Die hiermit verbundenen Wohlfahrtsverluste werden noch dadurch verstärkt, dass für den Monopolisten mangels Konkurrenz nur ein geringer Innovationsanreiz und kein direkter Zwang zu technisch effizienter Produktion besteht.

Einer Ausbeutung der Nachfrageseite durch überhöhte Preise kann in diesem Fall zwar durch verschiedene Formen der Preis- oder Renditeregulierung begegnet werden, diese geben jedoch in der Regel weitere Anreize zu betrieblich ineffizienter Produktionsweise und bergen zusätzlich die Gefahr einer „Vereinnahmung“ der Regulierungsbehörde durch das regulierte Unternehmen (z. B. MÜHLENKAMP, 1999, S. 59 ff.; SPELTHAHN, 1994, S. 63 ff.). Aufgrund dieser Probleme wird in der Diskussion um die Privatisierung von Infrastrukturleistungen eine andere Form von Regulierung bevorzugt, die als „Wettbewerb um den Markt“ bezeichnet wird. Dieser im Folgenden noch näher zu betrachtende Regulierungsansatz wird zwar im Grundsatz auch durch den Umweltrat präferiert (SRU, 2000, Tz. 185; SRU, 1998, Tz. 713), jedoch bleibt im konkreten Anwendungsfall zu prüfen, inwiefern die erforderlichen Voraussetzungen für eine erfolgreiche Regulierung durch „Wettbewerb um den Markt“ gegeben sind.

1118. Der Grundgedanke dieses Regulierungsansatzes besteht darin, den fehlenden „Wettbewerb im Markt“ durch einen regelmäßig wiederkehrenden „Wettbewerb um den Markt“ zu ersetzen. Hierbei wird das Recht, den (regional begrenzten) Monopolmarkt bedienen zu dürfen, durch einen in bestimmten Zeitabständen wiederholten Ausschreibungswettbewerb vergeben. Dazu wird die zu erbringende Leistung durch die Ausschreibungsbehörde inhaltlich genau spezifiziert und es erfolgt der – zeitlich befristete – Zuschlag an denjenigen Bieter, der den geringsten Preis für die zu erstellende Leistung fordert. Hierbei stellt zwar die konkrete Vorab-Spezifikation der geforderten Leistungen ein nicht zu unterschätzendes Problem dar, jedoch ist tendenziell zu erwarten, dass sich der kostengünstigste Anbieter durchsetzt. Darüber hinaus übt die zeitliche Befristung eine disziplinierende Wirkung auf den Monopolisten aus. Da er sich nach Ablauf der Vertragslaufzeit bei einer Folgeausschreibung erneut der Konkurrenz stellen muss, hat er einen Anreiz, effizient zu produzieren und Innovationen hervorzubringen. In welchem Ausmaß diese Effekte in der Praxis tatsächlich erreicht werden, hängt allerdings davon ab, ob es möglich ist, wettbewerbsbeschränkende Absprachen zwischen den Bietern zu verhindern und die Vertragslaufzeiten hinreichend kurz zu gestalten, sodass ein permanenter Wettbewerbsdruck aufrechterhalten wird. Beide Erfolgsbedingungen – keine wettbewerbsbeschränkenden Absprachen und hinreichend kurze Vertragslaufzeiten – bedürfen näherer Betrachtung.

1119. Eine hohe Wahrscheinlichkeit wettbewerbsbeschränkender Absprachen besteht insbesondere dann, wenn nur eine geringe Anzahl potenzieller Bieter existiert, die bestehenden Kostenstrukturen einen hohen Anreiz zur Kartellbildung bieten und der Markt hinreichend transparent ist, sodass eventuelle Verletzungen der Kartellabsprachen nicht verborgen bleiben. Nach KRUSE (1985, S. 375 ff.) und HEIN (1998, S. 401 ff.) ist davon auszugehen, dass diese kritischen Merkmale in besonders starker Weise bei der Privatisierung von Infrastrukturleistungen erfüllt sind. Hier kommen in der Regel nur wenige Bieter in Betracht, die bei der Ausschreibung der verschiedenen Gebietsmonopole immer wieder aufeinander treffen und insbesondere bei Vorliegen irreversibler Investitionen einen starken Anreiz zur Kartellbildung haben. Darüber hinaus hat die erforderliche Ex-ante-Spezifizierung der zu erbringenden Leistung zur Folge, dass Bieter, die in eine Kartellabsprache eintreten, sich nur über einen einzigen Parameter, nämlich den Preis, verständigen müssen (vgl. BORRMANN, 1999, S. 266 f.). Und schließlich bewirkt die in den Ausschreibungsrichtlinien der EU vorgesehene Veröffentlichung der einzelnen Gebote, die zur Kontrolle der Vergabebehörde durchaus sinnvoll ist, dass Verletzungen der Kartellabsprache leicht feststellbar und durch die anderen Kartellmitglieder sanktionierbar sind (HEIN, 1998, S. 403).

Einen Eindruck über den möglichen Umfang der mit einem Ausschreibungswettbewerb verbundenen Kartellprobleme bietet die Baubranche. Empirische Schätzungen gehen davon aus, dass 50 % bis 70 % aller in Ausschreibungsverfahren vergebenen Bauaufträge von Preisabsprachen zwischen den Bietern betroffen sind (vgl. HEIN, 1998, S. 401). Ein wesentlicher Beitrag zur Lösung des Kartellproblems könnte nach Einschätzung des Umweltrates darin bestehen, dass der bisherige öffentliche Anbieter selbst an der Ausschreibung teilnimmt (vgl. auch STRACKE, 1998, S. 198). Darüber hinaus empfiehlt der Umweltrat eine deutliche Erhöhung der gegenüber Ausschreibungskartellen möglichen Sanktionen, die nach der gegenwärtigen Rechtslage als völlig unzureichend einzuschätzen sind (vgl. BORRMANN, 1999, S. 266). Dabei ist dem Umweltrat allerdings bewusst, dass gerade bei der Ausschreibung von Infrastrukturleistungen die Rahmenbedingungen derart begünstigend und die potenziellen Kartellgewinne derart hoch sind, dass sich wettbewerbsbeschränkende Absprachen kaum unterbinden lassen dürften.

1120. Die zweite Erfolgsbedingung eines „Wettbewerbs um den Markt“ besteht in hinreichend kurzen Vertragslaufzeiten (vgl. Tz. 1118). Hieraus ergeben sich jedoch dann Probleme, wenn die Erstellung der zu erbringenden Leistung irreversible Investitionen in Kapitalgüter erfordert, deren wirtschaftliche Nutzungsdauer

über die Vertragslaufzeit hinaus geht (zum Folgenden z. B. CANTNER, 1997, S. 370). In diesem Fall kann bei den Folgeausschreibungen nicht mehr von Chancengleichheit zwischen dem etablierten Anbieter, der in der ersten Ausschreibung den Zuschlag erhalten hat, und seinen Konkurrenten ausgegangen werden. Denn die Konkurrenten hätten die betreffenden Investitionen erst noch zu tätigen und müssen ihre Gebote auf dieser vollständigen Kostenbasis kalkulieren. Demgegenüber hat der etablierte Anbieter einen Anreiz, zur Abwehr der Konkurrenten ein Gebot abzugeben, das sich an einer deutlich niedrigeren Kostenbasis orientiert (im Extremfall nur an den variablen bzw. reversiblen Kosten), denn die Ausgaben für die irreversiblen Investitionen wären zu einem großen Teil unwiederbringlich verloren, falls er die Folgeausschreibung nicht gewinnt. In diesem Fall könnte er lediglich darauf hoffen, dass sein Nachfolger dazu bereit ist, die betreffenden Kapitalgüter von ihm zu einem „fairen" Preis zu übernehmen. Hier befindet er sich jedoch in einer denkbar schlechten Verhandlungsposition, denn sein Nachfolger weiß, dass für diese Kapitalgüter alternativ nur der Schrottwert zu erlösen wäre (ausführlich hierzu KRUSE, 1985, S. 360 ff.). Um diese Wettbewerbsverzerrung zugunsten des etablierten Anbieters in der Folgeausschreibung zu vermindern, gibt es drei verschiedene Möglichkeiten, die jedoch alle mit gravierenden Problemen verbunden sind:

– Die erste Möglichkeit besteht darin, die Vertragslaufzeiten an die wirtschaftliche Nutzungsdauer der irreversiblen Investitionen anzupassen. Bei öffentlichen Infrastruktureinrichtungen beträgt diese Nutzungsdauer aber in der Regel 20 Jahre und mehr, sodass der Anreiz zu effizienter Produktion und zur Hervorbringung technischer Innovationen nahezu vollständig verloren ginge (vgl. Tz. 1118).

– Die zweite Möglichkeit besteht darin, dass ein eventueller Nachfolger die betreffenden Kapitalgüter von seinem Vorgänger zu einem bestimmten Preis zu übernehmen hat. Hierdurch würde jedoch technischer Fortschritt behindert, denn ein Konkurrent mit überlegener Technologie könnte diese nicht anwenden, da er gezwungen wäre, die Anlagen des Vorgängers zu übernehmen. Darüber hinaus stellen sich bei der Festlegung des Übernahmepreises zahlreiche bisher nicht befriedigend zu beantwortende Bewertungsfragen, die in der Literatur als eines der größten ungelösten Probleme eines „Wettbewerbs um den Markt" angesehen werden (vgl. z. B. BORRMANN, 1999, S. 271). In diesem Zusammenhang ist insbesondere zu beachten, dass eine Übernahmeregelung je nach Bewertungsmodus verschiedene Anreize zu strategischem Investitionsverhalten seitens des etablierten Anbieters gibt. Je nach Ausprägung des konkreten Falles kann es für diesen rational sein, zur Abschreckung übernahmepflichtiger Konkurrenten zu hohe oder auch zu geringe Investitionen vorzunehmen (z. B. MÜHLENKAMP, 1999, S. 60 f.). Hierdurch käme es nicht nur zu einer Wettbewerbsverzerrung in der Folgeausschreibung, die durch die Übernahmeregelung ja gerade verhindert werden soll, sondern es würden auch neuerliche Ineffizienzen ausgelöst.
Unabhängig davon, wie das Bewertungsproblem beim Eigentumsübergang gelöst wird, gilt im vorliegenden Fall auch zu beachten, dass verschiedene spezifische Aktiva per se überhaupt nicht übertragbar sind. Dies betrifft insbesondere Investitionen in Humankapital und in den Aufbau von Marktbeziehungen. Soweit solche Investitionen im betreffenden Anwendungsfall von Bedeutung sind, ergibt sich in der Folgeausschreibung wiederum eine Wettbewerbsverzerrung zugunsten des etablierten Anbieters (z. B. BORRMANN, 1999, S. 271; MÜHLENKAMP, 1999, S. 80).

– Die dritte Möglichkeit zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen aufgrund irreversibler langlebiger Investitionen besteht schließlich darin, dass die betreffenden Anlagen auch bei Privatisierung in öffentlichem Besitz verbleiben und lediglich die Betriebsführungsrechte durch einen Ausschreibungswettbewerb vergeben werden. Bei einem solchen Betriebsführungsvertrag können hinreichend kurze Vertragslaufzeiten gewählt werden, da bei einem Betreiberwechsel kein Eigentumsübergang erforderlich wird. Damit lassen sich zwar die oben genannten Probleme vermeiden, jedoch sind die Effizienzwirkungen dieser Vorgehensweise zurückhaltend zu beurteilen. Denn hier hat der private Betreiber lediglich Einfluss auf die betriebsabhängigen variablen Kosten, nicht jedoch auf die investitionsabhängigen Fixkosten, sodass sich insbesondere bei hohen Fixkostenanteilen nur geringe Spielräume für effizienzsteigernde Maßnahmen eröffnen. Hinzu kommt, dass die Möglichkeiten einer effizienten Betriebsführung auch stark von Art und Ausmaß der Anlageinvestition abhängig sind. Die damit erforderliche Abstimmung zwischen Produktions- und Investitionsplanung bedeutet jedoch eine enge Interaktion zwischen staatlichem Investor und privatem Betreiber, sodass sich auch hier wieder bei den Folgeausschreibungen Wettbewerbsverzerrungen zugunsten des etablierten Anbieters ergeben (z. B. CANTNER, 1997, S. 370).

Es zeigt sich, dass keine der drei genannten Möglichkeiten geeignet ist, die mit der Existenz langlebiger irreversibler Investitionen verbundenen Wettbewerbsverzerrungen zu beseitigen, ohne dabei gravierende Effizienzverluste auszulösen. Aus diesem Grund wird ein „Wettbewerb um den Markt" in der Literatur nur für solche Fälle als ein geeignetes Regulierungsverfahren angesehen, in denen bei Markteintritt keine langlebigen irreversiblen Investitionen erforderlich sind (z. B. BORRMANN, 1999, S. 272; MÜHLENKAMP, 1999, S. 81; KRUSE, 1985, S. 236).

4.5.2.4 Zwischenergebnis

1121. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine Privatisierung bisher öffentlich erbrachter Infrastrukturleistungen nur dann Effizienzgewinne verspricht, wenn es gleichzeitig gelingt, eine hinreichend hohe Wettbewerbsintensität herzustellen. Dem steht jedoch entgegen, dass sich die Erstellung von Infrastrukturleistungen häufig

durch subadditive Kostenstrukturen und irreversible Investitionen auszeichnet. Unter diesen Bedingungen würde eine vollständige Liberalisierung („Wettbewerb im Markt“) zur Herausbildung natürlicher Monopole führen, die keinerlei Disziplinierung durch potenzielle Konkurrenz unterworfen wären. Um die hiermit einhergehenden Effizienzverluste zu vermeiden, wird in der Diskussion um die Privatisierung von Infrastrukturleistungen regelmäßig ein Ausschreibungswettbewerb („Wettbewerb um den Markt“) empfohlen. Dabei bleibt allerdings im konkreten Anwendungsfall zu prüfen, inwiefern die erforderlichen Voraussetzungen für dessen Funktionsfähigkeit geschaffen werden können. Neben der Verhinderung wettbewerbsbeschränkender Absprachen, die gerade bei der Privatisierung von Infrastrukturleistungen als besonders wahrscheinlich gelten, kann eine hinreichend hohe Wettbewerbsintensität nur durch entsprechend kurze Vertragslaufzeiten gewährleistet werden. Zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen bei den Folgeausschreibungen dürfen die Vertragslaufzeiten allerdings nicht kürzer sein als die wirtschaftliche Lebensdauer irreversibler Investitionen, die bei Markteintritt zu tätigen sind. Kurze Vertragslaufzeiten sind deshalb nur dort möglich, wo zur Leistungserstellung keine irreversiblen Investitionen mit langer wirtschaftlicher Lebensdauer erforderlich sind.

Die Erstellung von Infrastrukturleistungen erfordert jedoch in vielen Fällen gerade solche langlebigen Investitionen, sodass sich die erforderlich kurzen Vertragslaufzeiten nicht realisieren lassen. Soweit sich die Kostenstrukturen zudem durch hohe Fixkostenanteile auszeichnen, würde auch der Ausweg einer zeitlich befristeten Übertragung lediglich der Betriebsführungsrechte keine nennenswerten Effizienzgewinne versprechen. In Fällen, die sich durch eine Kombination langlebiger irreversibler Investitionen und hoher Fixkostenanteile auszeichnen, ist demzufolge auch ein „Wettbewerb um den Markt“ keine befriedigende Regulierungsvariante, sodass die zur Begründung von Privatisierungsvorhaben herangezogenen Effizienzvorteile fraglich werden. Hier ist nach Einschätzung des Umweltrates vor übereilten Privatisierungsschritten zu warnen. Vielmehr sollte zunächst sorgfältig geprüft werden, welche Spielräume zur Effizienzsteigerung unter Beibehaltung der öffentlichen Trägerschaft bestehen (vgl. auch Abschn. 4.5.5)

4.5.3 Privatisierung und Effizienz

1122. Die Ausführungen im letzten Abschnitt haben deutlich gemacht, dass die möglichen Effizienzvorteile einer Privatisierung von Infrastrukturleistungen maßgeblich durch die ökonomischen Rahmenbedingungen, und hier insbesondere durch Kostenstrukturen und Investitionserfordernisse, determiniert werden. In Hinsicht auf die Abfallentsorgung ist dabei zwischen den beiden Wertschöpfungsstufen „Sammlung und Transport von Abfällen“ und „Behandlung und Ablagerung von Abfällen“ zu unterscheiden.

1123. Bezüglich der Wertschöpfungsstufe „Sammlung und Transport von Abfällen“ ist zu beachten, dass sich kostenträchtige Leerfahrten nur dann vermeiden lassen und die erforderliche Sammelzeit je Tonne Abfall sich nur dann minimieren lässt, wenn komplette Straßenzüge oder Stadtgebiete gleichzeitig bedient werden (z. B. CANTNER, 1997, S. 387; OTT und WEIN, 1997, S. 19 f.). Aufgrund dieser so genannten Dichteeffekte zeichnet sich der Markt für Sammlung und Transport von Abfällen durch die Charakteristik eines natürlichen Monopols aus (vgl. auch Tz. 1115). Dies steht der Schaffung von Wettbewerb jedoch nicht a priori entgegen, denn Sammlung und Transport von Abfällen erfordern keine nennenswerten irreversiblen Investitionen (z. B. CANTNER, 2001, S. 101 ff.; RUTKOWSKY, 1998, S. 464 ff.), sodass ein „Wettbewerb um den Markt“ mit hinreichend kurzen Vertragslaufzeiten realisierbar ist (vgl. auch Tz. 1118 ff.). Abgesehen von der Problematik möglicher wettbewerbsbeschränkender Absprachen ist deshalb für die Wertschöpfungsstufe „Sammlung und Transport“ davon auszugehen, dass eine private Bereitstellung im Rahmen eines regelmäßig wiederholten Ausschreibungswettbewerbs in der Tat erhebliche Effizienzvorteile gegenüber öffentlicher Bereitstellung aufweist.

1124. Für die Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung von Abfällen“, die im Zentrum der Privatisierungsfrage steht, ergibt sich eine differenziertere Beurteilung. Zunächst ist auch hier festzustellen, dass sowohl Verbrennungsanlagen als auch Deponien durch subadditive Kosten gekennzeichnet sind. Diese ergeben sich vor allem daraus, dass Verbrennungsanlagen und Deponien hohe Fixkostenanteile von bis zu 90 % aufweisen (z. B. RUTKOWSKY, 1998, S. 469) und aus technischen bzw. wirtschaftlichen Gründen erst ab einer bestimmten Größenordnung realisierbar sind (z. B. CANTNER, 1997, S. 383; KLOCKOW, 1995, S. 698). Hinzu kommen Größenvorteile (economies of scale), die durch technische und organisatorische Faktoren verursacht werden (z. B. CANTNER, 2001, S. 97 ff.; RUTKOWSKY, 1998, S. 469 ff.). Dementsprechend liegt auch auf der Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung von Abfällen“ ein natürliches Monopol vor, dessen Ausdehnung im Wesentlichen nur durch steigende Transportkosten und Auslastungsrisiken sowie Probleme des Genehmigungsverfahrens begrenzt wird (hierzu CANTNER, 2001, S. 98 ff.; BAUM, 2000, S. 71).

Anders als Sammlung und Transport von Abfällen erfordert deren Behandlung und Ablagerung in großem Umfang irreversible Investitionen mit hoher Lebensdauer (zum Folgenden CANTNER, 2001, S. 101 f.; BAUM und CANTNER, 1996, S. 382 ff.). So können Verbrennungsanlagen und Deponien nur für den ursprünglich vorgesehenen Zweck eingesetzt werden und sind im Wesentlichen standortgebunden, sodass bei Marktaustritt ein Transfer in andere Entsorgungsgebiete ausscheidet. Auch die Aufnahme von Abfällen aus anderen Entsorgungsgebieten wäre – sofern rechtlich überhaupt zulässig – aufgrund der damit verbundenen Transportkosten mit einer erheblichen Einschränkung der Wirtschaftlichkeit verbunden. Darüber hinaus werden Entsorgungsanlagen in der Regel als Individuallösungen konzipiert, sodass sie zum Anlagenbestand anderer Entsorgungseinrichtungen nur beschränkt kompatibel sind.

Diese speziellen ökonomischen Rahmenbedingungen der Behandlung und Ablagerung von Abfällen – subadditive Kosten mit hohen Fixkostenanteilen, Erfordernis langlebiger irreversibler Investitionen – sind bei der Beurteilung der Effizienzwirkung von Privatisierungsmaßnahmen zu beachten. Dabei ist zu unterscheiden zwischen einem „Wettbewerb um den Markt“ und einem „Wettbewerb im Markt“ (vgl. Tz. 1111).

4.5.3.1 „Wettbewerb um den Markt“

1125. Wie oben bereits erläutert (vgl. Tz. 1120), muss sich bei einem Ausschreibungswettbewerb die Vertragslaufzeit an der wirtschaftlichen Nutzungsdauer der bei Markteintritt erforderlichen irreversiblen Investitionen orientieren, da es sonst bei der Folgeausschreibung zu massiven Wettbewerbsverzerrungen zugunsten des etablierten Anbieters kommt. Aufgrund der langen Nutzungsdauer von Verbrennungsanlagen und Deponien würde dies im vorliegenden Fall jedoch Vertragslaufzeiten von 20 Jahren und mehr erfordern, die jegliche Effizienzwirkung des „Wettbewerbs um den Markt“ zunichte machen würden. Auch der Ausweg einer zeitlich befristeten Übertragung lediglich der Betriebsführungsrechte würde aufgrund der hohen Fixkostenanteile keine nennenswerten Effizienzgewinne versprechen und aufgrund der erforderlichen Abstimmung zwischen Produktions- und Investitionsplanung wiederum zu Wettbewerbsverzerrungen zugunsten des etablierten Anbieters führen (vgl. Tz. 1120).

1126. Ein reiner „Wettbewerb um den Markt“ lässt dementsprechend für die Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung von Abfällen“ aufgrund der spezifischen Rahmenbedingungen keine hinreichende Wettbewerbsintensität erwarten. Als zusätzliche Maßnahme zur Einführung weiterer Wettbewerbselemente könnte eine Aufhebung von Anschluss- und Benutzungszwängen in Betracht kommen, bei der die Abfallerzeuger lediglich noch einen gültigen Entsorgungsvertrag vorzuweisen hätten. Bei einer solchen Zwischenlösung – „Wettbewerb um den Markt“ auf der Angebotsseite und Liberalisierung auf der Nachfrageseite – gäbe es innerhalb jedes Entsorgungsgebietes nach wie vor nur einen Anbieter von Entsorgungsleistungen, die Abfallerzeuger hätten aber die Möglichkeit, auch auf Anbieter in anderen Entsorgungsgebieten auszuweichen. Unabhängig von umweltpolitisch motivierten Bedenken gegen eine solche Lösung – erheblich steigende Umweltbelastungen durch Abfalltransporte und Erleichterung illegaler Entsorgungspraktiken durch verminderte Kontrolle über die Abfallströme – ist allerdings zu bezweifeln, dass die zusätzliche Aufhebung von Anschluss- und Benutzungszwängen tatsächlich zu einer hinreichenden Steigerung der Wettbewerbsintensität führen würde. Gründe hierfür sind insbesondere der Einfluss der Transportkosten im Zusammenspiel mit der vermutlich nur geringen Anzahl unterschiedlicher Anbieter und die Notwendigkeit zum Abschluss langfristiger Entsorgungsverträge (vgl. Tz. 1128).

1127. Ein Ausweichen auf kostengünstigere Anbieter in anderen Entsorgungsgebieten ist für die Abfallerzeuger nur dann sinnvoll, wenn die Kostendifferenz nicht durch die höheren Transportkosten überkompensiert wird (z. B. HECHT, 1991, S. 135 f.). Die Wettbewerbsintensität zwischen den Betreibern von Entsorgungsanlagen ist damit umso geringer, je höher die Transportkosten pro Tonnenkilometer Abfall sind und je weiter die Entfernung zwischen den einzelnen Entsorgungsanlagen ist. Zwar muss konzediert werden, dass die Transportkosten für Abfall gegenwärtig nur vergleichsweise gering sind, dies ist jedoch im Wesentlichen auf die heutige Politik kleinräumiger Entsorgungsautarkie zurückzuführen. Im Rahmen privatwirtschaftlicher Organisation wäre zu erwarten, dass zur Ausnutzung von Größenvorteilen deutlich höhere Anlagenkapazitäten konzipiert werden, woraus zwangsläufig eine Vergrößerung der Einzugsgebiete und der Transportentfernungen resultiert.

Hinzu kommt, dass Konkurrenz nur dann entsteht, wenn in unterschiedlichen Entsorgungsgebieten unterschiedliche, voneinander unabhängige Unternehmen als Betreiber von Entsorgungsanlagen agieren. Je geringer die Anzahl der voneinander unabhängigen Unternehmen ist, um so geringer ist die Chance für den Abfallerzeuger, auf einen alternativen Anbieter in einem anderen Entsorgungsgebiet mit hinreichend geringer Transportentfernung ausweichen zu können. Da aufgrund der zunehmenden Konzentration in der deutschen Entsorgungsbranche (hierzu FRITZ, 2001, S. 163 ff.) nur wenige voneinander unabhängige Unternehmen als Betreiber privater Entsorgungsanlagen in Betracht kommen, wird hierdurch die Wettbewerbsintensität auch bei Aufhebung von Anschluss- und Benutzungszwängen nachhaltig geschmälert. Des Weiteren ist auch hier wieder auf die Gefahr wettbewerbsbeschränkender Absprachen zu verweisen (vgl. auch Tz. 1119).

1128. Ein zweites Problem bei der Aufhebung von Anschluss- und Benutzungszwängen besteht darin, dass die Anbieter von Entsorgungskapazitäten nun aufgrund der unsicheren Nachfrage ein hohes Auslastungsrisiko tragen. Dieses Risiko kann nur bewältigt werden, indem ein Anbieter, der am Ausschreibungswettbewerb um ein Entsorgungsgebiet teilnehmen will, zunächst mit den potenziellen Nachfragern verhandelt und mit diesen für den Fall, dass er im Ausschreibungswettbewerb den Zuschlag bekommt, möglichst langfristige „Take or Pay“-Verträge abschließt. Hierbei haben die Nachfrager für die Entsorgung einer bestimmten Mindestmenge an Abfällen zu zahlen, unabhängig davon, ob diese Menge tatsächlich erreicht wird oder nicht. Durch eine solche Vertragsgestaltung ist es den Anbietern zwar möglich, das Auslastungsrisiko an die Nachfrageseite weiterzureichen, jedoch wird gleichzeitig die Wettbewerbsintensität vermindert, denn eine faktische Konkurrenzsituation ist nur in der Verhandlungsphase, nicht aber während der Laufzeit der „Take or Pay“-Verträge gegeben. Strukturell entstehen hier also die gleichen Probleme wie im Ausschreibungswettbewerb selbst: Je länger die Vertragslaufzeiten sind, um so geringer sind Wettbewerbsintensität und Effizienzanreiz. Werden die Vertragslaufzeiten jedoch durch institutionelle Vorgaben begrenzt, so drohen Fehlplanungen, Überkapazitäten und daraus resultierende Kostenduplizierungen.

Hinzu kommt, dass „Take or Pay“-Verträge der Zielsetzung der Abfallvermeidung diametral widersprechen, da bei den Abfallerzeugern bei Unterschreiten der vertraglich festgelegten Mindestmengen keinerlei Kosteneinsparungen resultieren (ähnlich auch KOPYTZIOK, 2001, S. 58).

1129. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass auch die Zwischenlösung eines „Wettbewerbs um den Markt“ auf der Angebotsseite bei gleichzeitiger Liberalisierung auf der Nachfrageseite keine hinreichende Wettbewerbsintensität erwarten lässt und zudem mit erheblichen umweltpolitischen Bedenken verbunden wäre. Zu prüfen bleibt damit noch die Option einer vollständigen Liberalisierung der Abfallentsorgung im Sinne eines „Wettbewerbs im Markt“.

4.5.3.2 „Wettbewerb im Markt“

1130. Eine vollständige Liberalisierung der Abfallentsorgung wird in der gegenwärtigen Diskussion vor allem durch den Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft (BDE) und den Deutschen Industrie- und Handelstag (DIHT) angestrebt (vgl. BILLIGMANN, 2001; EUWID, 2001). Bei einer vollständigen Liberalisierung würden weder institutionelle Marktzutrittsschranken noch Anschluss- und Benutzungszwänge existieren (z. B. RUTKOWSKY, 1998, S. 468 f.). Gegen eine solche Verfahrensweise lassen sich freilich die oben bereits genannten umweltpolitischen Bedenken – steigende Umweltbelastungen durch Abfalltransporte, verminderte Kontrolle über die Abfallströme – ebenso geltend machen. Auch wirken sich hier der Einfluss der Transportkosten, die vermutlich nur geringe Anzahl voneinander unabhängiger Anbieter sowie die Gefahr wettbewerbsbeschränkender Absprachen in der oben bereits erörterten Weise wettbewerbsmindernd aus (vgl. Tz. 1127). Weitere Einschränkungen der Wettbewerbsintensität resultieren daraus, dass die Anbieter auch bei vollständiger Liberalisierung zur Absicherung ihres Kapazitätsrisikos gezwungen sind, mit den Abfallerzeugern möglichst langfristige „Take or Pay“-Verträge zu schließen (Tz. 1128). Dennoch ist zu konzedieren, dass eine vollständige Liberalisierung tendenziell einen höheren Wettbewerbsdruck erzeugen würde. Das voraussichtliche Ergebnis dieses Wettbewerbsdrucks ist jedoch fragwürdig, denn bei vollständiger Liberalisierung entsteht aufgrund der gegebenen Marktbedingungen eine starke Tendenz zu „ruinöser Konkurrenz“, an deren Ende wiederum die Herausbildung monopolistischer, nun jedoch weitgehend unkontrollierter Strukturen stehen würde (so auch BAUM und CANTNER, 1996, S. 406).

1131. Ruinöse Konkurrenz tritt typischerweise dann auf, wenn auf Märkten mit fallenden Durchschnittskosten und irreversiblen Investitionen mehrere Anbieter miteinander konkurrieren (zum Folgenden z. B. CANTNER, 1997, S. 361 ff. und 404 ff.). Um ihre Durchschnittskosten senken und über günstigere Preise höhere Marktanteile gewinnen zu können, haben die Anbieter einen beständigen Anreiz, ihre Kapazitäten zu erweitern, wodurch in großem Umfang Überkapazitäten entstehen. Auf „normalen“ Märkten ohne nennenswerte Irreversibilität führen Überkapazitäten dazu, dass die am wenigsten effizienten Anbieter den Markt verlassen und die betreffenden Kapitalgüter anderen ökonomisch sinnvollen Verwendungen zugeführt werden können. Im vorliegenden Fall ist dies jedoch nicht möglich, denn die für Abfallbehandlungsanlagen und Deponien aufgewendeten Investitionen sind irreversibel, sodass sie bei Marktaustritt weitgehend entwertet würden (vgl. Tz. 1124). Um dies zu vermeiden, bleibt den Anbietern keine andere Wahl, als einen aggressiven Verdrängungswettbewerb gegeneinander zu führen, bei dem die Preise unter das kostendeckende Niveau fallen können. Der hierdurch induzierte Selektionsprozess hält solange an, bis die Überkapazitäten durch das Ausscheiden der am wenigsten finanzstarken Anbieter wieder abgebaut wurden. Aus volkswirtschaftlicher ebenso wie umweltpolitischer Sicht ist dabei problematisch, dass zunächst Überkapazitäten aufgebaut werden, die im Rahmen des anschließenden Verdrängungswettbewerbs wieder stillgelegt werden müssen und keiner anderweitigen Verwendung zugeführt werden können. Es findet folglich eine Vernichtung von Kapital in großem Umfang statt. Hinzu kommt, dass nicht unbedingt die besonders wirtschaftlich arbeitenden, sondern die finanzstärksten Anbieter den Verdrängungswettbewerb überleben. Auch hätten die bisherigen öffentlichen Anbieter von Entsorgungsleistungen bei diesem Ausleseprozess kaum eine Chance, sich gegenüber privaten Anbietern zu behaupten. Der Grund besteht darin, dass öffentliche Anbieter durch das gebührenrechtliche Kostendeckungsprinzip in ihrer Preisgestaltung eingeschränkt sind, während private Anbieter eine aggressive Preispolitik betreiben und dabei nicht selten auf eine interne Subventionierung aus anderen, gewinnbringenden Geschäftsbereichen, wie z. B. der Energieversorgung, zurückgreifen können.

1132. Als Ergebnis vollständiger Liberalisierung und des skizzierten Konkurrenzprozesses wäre die Entstehung lokaler Entsorgungsmonopole zu erwarten, die nun aber keinerlei Regulierung unterlägen. Der im Markt selbst erzeugte Wettbewerbsdruck wäre durch die oben (Tz. 1127 f.) bereits erläuterten Faktoren – Einfluss der Transportkosten, nur wenige miteinander konkurrierende Unternehmen, Gefahr wettbewerbsbeschränkender Absprachen, Abschluss langfristiger Entsorgungsverträge – nachhaltig eingeschränkt. Die Intensität des dann noch verbleibenden „Restwettbewerbs“ über die Grenzen der lokalen Entsorgungsmonopole hinaus dürfte auch vom Herkunftsbereich der betreffenden Abfälle abhängen. Bei Gewerbeabfällen ist generell von einer höheren Wettbewerbsintensität auszugehen als bei Abfällen aus privaten Haushalten, denn Gewerbeabfälle fallen in der Regel in größeren Mengen an, sodass es sich für den Abfallverursacher auch unter Berücksichtigung der entstehenden Transaktionskosten eher lohnt, nach einem günstigeren Anbieter von Entsorgungsleistungen zu suchen. Auch dürften gewerbliche Abfallerzeuger aufgrund der größeren Abfallmengen eine generell günstigere Verhandlungsposition gegenüber den Abfallentsorgern haben. Hinzu kommt, dass Abfälle aus dem gewerblichen Bereich häufig homogener sind als Abfälle aus privaten Haushalten,

sodass die in der Liberalisierungsdiskussion oft bemühte „Substitutionskonkurrenz“ zum Verwertungssektor (z. B. RUTKOWSKY, 1998, S. 472) eher greifen könnte. Allerdings sollte auch dieser Effekt nicht überbewertet werden, denn in der Praxis existieren zahlreiche Abfallarten, die überhaupt nicht oder nur zu unvertretbar hohen Kosten verwertet werden können, sodass eine Substitutionskonkurrenz hier nicht zur Geltung kommt.

4.5.3.3 Zwischenergebnis

1133. Insgesamt ist festzustellen, dass auf der Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung von Abfällen“ aufgrund der spezifischen Marktbedingungen keine der drei denkbaren Privatisierungsoptionen – Wettbewerb um den Markt bei geschütztem Gebietsmonopol, Wettbewerb um den Markt bei nachfrageseitiger Liberalisierung, vollständige Liberalisierung von Angebots- und Nachfrageseite – geeignet erscheint, einen hinreichend hohen Wettbewerbsdruck zu erzeugen. Dies gilt in besonders starkem Maße für Abfälle aus privaten Haushalten, in abgeschwächter Form jedoch auch für gewerbliche Abfälle. Ohne einen hinreichend hohen Wettbewerbsdruck bestehen aber nur geringe Anreize zu effizienter Produktion, und es wächst die Gefahr einer Ausbeutung der Nachfrageseite durch überhöhte Preise. Die dann erforderlich werdenden Preisregulierungen würden ihrerseits wiederum zusätzliche Anreize zu einer weiteren Steigerung der ohnehin bereits bestehenden Ineffizienzen schaffen.

Effizienzgewinne durch eine Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung von Abfällen“ sind deshalb nach gegenwärtiger Einschätzung des Umweltrates – wenn überhaupt – dann nur in geringem Umfang und hier allenfalls im Bereich der gewerblichen Abfälle zu erwarten. Hinzu kommt, dass private Anbieter aufgrund ihres Gewinnmotivs tendenziell einen höheren Anreiz zur Verletzung umweltrechtlicher Normen hätten als öffentliche Anbieter. Dieses Problem wird insbesondere bei der Abfalldeponierung virulent, denn Grundwasserverschmutzungen durch unsachgemäße Deponierungspraktiken treten häufig erst nach Jahrzehnten zutage und lassen sich zuweilen auch nur schwer zu ihrem Verursacher zurückverfolgen. Da bei dieser Problemlage rein haftungsrechtliche Lösungen nicht greifen (s. Abschn. 3.1.2.3.6), lässt sich hier ein angemessenes Schutzniveau nur durch erhöhte Kontrollmaßnahmen sicherstellen. Den möglichen Effizienzvorteilen einer Privatisierung bzw. Liberalisierung, deren Existenz aufgrund mangelnder Wettbewerbsintensität zumindest für den Bereich der Abfälle aus privaten Haushalten ohnehin bezweifelt werden kann, wären folglich noch erhöhte Kontrollaufwendungen gegenzurechnen. Unter Effizienzgesichtspunkten wird damit die Privatisierung bzw. Liberalisierung der Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung von Abfällen“ vollends fragwürdig.

4.5.4 Privatisierung und flexible Marktpreisbildung

1134. Der Umweltrat hat bereits im Umweltgutachten 1998 bemängelt, dass die gegenwärtige Preisbildung im Entsorgungssektor durch Gebührenrecht und Kontrahierungszwänge geprägt ist und sich nicht an der tatsächlichen Knappheit der verfügbaren Entsorgungskapazitäten orientiert (SRU, 1998, Tz. 706). In der Konsequenz ist der Preismechanismus nicht in der Lage, einen Ausgleich zwischen Angebot und Nachfrage herbeizuführen, und der Markt taumelt zwischen wechselnden Ungleichgewichten: Während noch vor einigen Jahren von einem „Entsorgungsnotstand“ gesprochen wurde, werden heute allerorten Überkapazitäten beklagt. Letztere sind allerdings weniger eventuellen Fehlplanungen der kommunalen Entsorgungsträger anzulasten, als vielmehr der Tatsache, dass die Abfallerzeuger bei der derzeitigen Rechtslage zunehmend versucht sind, den kostengünstigeren Weg in die so genannte Scheinverwertung zu wählen (s. Abschn. 4.1.1).

1135. Die Möglichkeit einer flexiblen knappheitsorientierten Preisbildung, die stets ein Gleichgewicht zwischen Angebot und Nachfrage generiert, wird in der Privatisierungsdiskussion neben Effizienzüberlegungen regelmäßig als zusätzliches Argument für eine private Bereitstellung von Entsorgungskapazitäten angeführt (so auch SRU, 1998, Tz. 706 f.). Dem ist insofern zuzustimmen, als sich auf „idealen“ Entsorgungsmärkten ohne Anpassungsmängel stets eine Preisstruktur herausbildet, die zu einem mengenmäßigen Ausgleich zwischen Angebot und Nachfrage führt. Werden z. B. im Bereich der Beseitigungskapazitäten temporäre Engpässe antizipiert, so werden die Anbieter mit entsprechenden Preissteigerungen reagieren. Diese Preissteigerungen signalisieren den Nachfragern die zunehmende Knappheit an Beseitigungskapazitäten und bewirken Umstrukturierungen in Richtung auf verstärkte Vermeidungs- und Verwertungsaktivitäten. Gleichzeitig haben die Anbieter sowohl von Beseitigungs- als auch von Verwertungsleistungen einen Anreiz, ihre Kapazitäten entsprechend den neuen Nachfrageverhältnisse zu erweitern. Auf diese Weise werden auf beiden Marktseiten Anpassungsprozesse ausgelöst, die zu einem neuen Marktgleichgewicht führen und damit Entsorgungssicherheit gewährleisten. In der Praxis setzen diese Anpassungsprozesse allerdings voraus, dass die jeweiligen Preise die tatsächlichen Knappheitsverhältnisse reflektieren und dass sich Angebot und Nachfrage bei Preisänderungen flexibel anpassen können. Sind diese beiden Voraussetzungen nicht erfüllt, so entstehen Wirkungsbrüche, welche die Funktionsfähigkeit des Marktmechanismus auch bei privater Bereitstellung einschränken.

1136. Eine knappheitsorientierte Preisbildung scheitert in der öffentlichen Abfallwirtschaft gegenwärtig daran, dass die Betreiber von Entsorgungsanlagen durch das geltende Gebührenrecht weitgehend daran gehindert werden, die tatsächlich entstehenden Knappheitskosten in die jeweiligen Entsorgungsgebühren einzukalkulieren (ausführlich z. B. CANTNER, 1997, S. 102 ff.). Demgegenüber wäre privaten Betreibern von Entsorgungsanlagen eine knappheitsorientierte Preisbildung nicht nur prinzipiell möglich, sondern sie hätten bei gewinnmaximierendem Verhalten auch einen entsprechenden Anreiz dazu (z. B. HECHT, 1991, S. 143 ff.).

Für einen friktionsfreien Ausgleich zwischen Angebot und Nachfrage im Sinne eines „idealen“ Entsorgungsmarktes ist es allerdings erforderlich, dass die Preise auch tatsächlich flexibel auf Veränderungen der Knappheitsbedingungen reagieren können. Diese Voraussetzung wäre aufgrund der oben bereits erörterten Wettbewerbsstrukturen auch im Rahmen eines privatwirtschaftlich organisierten Entsorgungssektors nur mit starken Einschränkungen erfüllt. Erfolgt nämlich die Privatisierung durch einen „Wettbewerb um den Markt“, so müssen die Bieter exakt spezifizieren, welche Leistungen sie zu welchen Preisen bei Übernahme des Gebietsmonopols erbringen würden. Nachdem ein Bieter den Zuschlag erhalten hat, werden diese Preise zu einem verbindlichen Vertragsbestandteil, der während der Vertragslaufzeit nicht ohne weiteres geändert werden kann. Lediglich eindeutige ökonomische Sachverhalte wie etwa die Inflationsrate oder gravierende Veränderungen von Faktorpreisen können bereits bei Vertragsabschluss in Form von Indexklauseln erfasst werden. Darüber hinaus gehende Preisanpassungen sollten jedoch prinzipiell ausgeschlossen sein, denn nachträgliche Vertragsänderungen würden die Logik des gesamten Ausschreibungswettbewerbs beeinträchtigen: Antizipieren die Bieter die Möglichkeit einer solchen Nachverhandlung, so entsteht ein Anreiz zur Abgabe „geschönter“ Angebote, und damit würden die Effizienzeigenschaften des Ausschreibungsverfahrens verloren gehen (z. B. KRUSE, 1985, S. 356 f.). „Wettbewerb um den Markt“ impliziert folglich, dass die Preise für die gesamte Vertragslaufzeit mit Ausnahme von Indexklauseln festgeschrieben werden, und damit ist eine flexible Anpassung an geänderte Knappheitsverhältnisse kaum möglich.

1137. Wird die Alternative der vollständigen Liberalisierung („Wettbewerb im Markt“) gewählt, dann ergeben sich ähnlich gelagerte Probleme der flexiblen Preisanpassung. Für diesen Fall wurde nämlich oben bereits festgestellt, dass die Anbieter zur Absicherung ihres Kapazitätsrisikos darauf angewiesen sind, bereits vor Eintritt in die Investitionsphase möglichst langfristige „Take or Pay“-Verträge mit den potenziellen Nachfragern zu schließen (vgl. Tz. 1128). Ein wesentlicher Vertragsbestandteil besteht auch hier in den jeweils zu zahlenden Preisen. Sind diese jedoch durch langfristige Verträge festgelegt, so beschränkt sich die erforderliche Preisflexibilität auf eventuelle Überschusskapazitäten, die nicht vertraglich gebunden sind. Hinzu kommt, dass auch eine vollständige Liberalisierung keine Gewähr für eine hinreichende Wettbewerbsintensität bietet (vgl. Tz. 1130 ff.). Werden hier zur Vermeidung einer Ausbeutung der Nachfrageseite zusätzliche Preisregulierungen erforderlich, so wird die Flexibilität der Preisbildung noch weiter eingeschränkt.

1138. Neben Preisflexibilität setzt ein friktionslos funktionierender Entsorgungsmarkt auch voraus, dass sich angebotene und nachgefragte Mengen stets flexibel an Preisänderungen anpassen können. Unabhängig davon, ob das Modell eines „Wettbewerb um den Markt“ oder das Modell eines „Wettbewerb im Markt“ präferiert wird, ist diese Voraussetzung sowohl auf der Nachfrage- als auch auf der Angebotsseite nur mit großen Einschränkungen erfüllt. So lässt sich für die Nachfrageseite feststellen, dass für viele Abfallarten zumindest in der kurzfristigen Betrachtung keine ökonomisch sinnvollen Vermeidungs- oder Verwertungsoptionen bestehen, auf die die Abfallerzeuger bei steigenden Entsorgungspreisen ausweichen könnten. Noch größere Anpassungsprobleme ergeben sich auf der Angebotsseite. Unter Idealbedingungen bewirken steigende Entsorgungspreise, dass die Anbieter von Beseitigungsleistungen ihre Kapazitäten entsprechend erweitern. Eine solche Kapazitätserweiterung ist in der Praxis jedoch nur mit erheblicher Zeitverzögerung möglich, denn für Standortsuche, Planung und Zulassungsverfahren sind Zeiträume von mehreren Jahren erforderlich (ausführlich RUTKOWSKY, 1998, S. 448 ff.). Während die hiermit verbundene Problematik bei Verbrennungsanlagen offensichtlich ist, ließe sich bei Deponien argumentieren, die Möglichkeit der schnelleren Verfüllung bereits vorhandener Kapazitäten würde trotzdem ein hinreichend starkes Maß an Angebotsflexibilität gewährleisten. Diese Argumentation greift jedoch zu kurz. Denn eine schnellere Verfüllung stellt den Anlagenbetreiber vor das Problem, dass er seine Kapazität schneller als erwartet erschöpfen wird und die entsprechende Ersatzinvestition bereits zu einem früheren Zeitpunkt benötigt. Ist dies wiederum aufgrund des hohen Zeitbedarfs für Standortsuche, Planung und Zulassung nicht realisierbar, so kann es unter langfristigen Erwägungen durchaus rational sein, von einer schnelleren Verfüllung ganz oder zumindest teilweise abzusehen. Dieses ökonomische Kalkül wird zurzeit lediglich für nicht TaSi-gerechte Deponien durch das Auslaufen der Übergangsfristen der TA-Siedlungsabfall vorübergehend außer Kraft gesetzt, sodass sich hier bis zum Jahr 2005 ein Anreiz zu einem schnelleren Verfüllen ergibt. Nach 2005 ist jedoch wieder von den oben beschriebenen Rigiditäten auszugehen.

1139. Insgesamt ist festzustellen, dass eine Privatisierung der Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung von Abfällen“ keine hinreichende Gewähr dafür bietet, dass es stets zu einer flexiblen, knappheitsorientierten Preisbildung und zu einem friktionslosen Ausgleich zwischen Angebot und Nachfrage kommt. Die Gründe hierfür bestehen in Inflexibilitäten sowohl auf der Preis- als auch auf der Mengenseite. Auf der Preisseite würde die durch das heutige Gebührenrecht bedingte Inflexibilität bei einer Privatisierung lediglich ersetzt durch die institutionell bedingte Inflexibilität langfristiger Vertragsarrangements. Auf der Mengenseite würden die heute bestehenden und vor allem auf langwierige Zulassungsverfahren zurückzuführenden Inflexibilitäten durch eine Privatisierung überhaupt nicht berührt. Im Gegensatz zum Modell eines „idealen“ friktionslosen Entsorgungsmarktes, das die Befürworter einer Privatisierung ihrer Argumentation häufig zugrunde legen, wäre deshalb das Auftreten temporärer Entsorgungsengpässe auch bei privatwirtschaftlicher Organisation nicht auszuschließen. Hieraus ist zwar nicht die Schlussfolgerung zu ziehen, die öffentliche Bereitstellung sei unter dem Aspekt der Entsorgungssicherheit generell überlegen, jedoch kann ebenso wenig gefolgert werden, dass eine Bereitstellung über den Markt ein höheres Maß an Entsorgungssicherheit bietet.

4.5.5 Möglichkeiten zur Optimierung der öffentlichen Abfallentsorgung

1140. In den Abschn. 4.5.3 und 4.5.4 wurde festgestellt, dass eine Privatisierung der Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung von Abfällen" unabhängig von dem konkret gewählten Privatisierungsmodell weder umfangreiche Effizienzgewinne noch ein höheres Maß an Entsorgungssicherheit erwarten lässt. Diese zurückhaltende Einschätzung von Privatisierungsmaßnahmen ist jedoch nicht gleichbedeutend mit der Forderung, den gegenwärtigen Stand der öffentlichen Abfallwirtschaft als unveränderlich hinzunehmen. Vielmehr ist zu fragen, welche Möglichkeiten bestehen, um unter Beibehaltung der öffentlichen Trägerschaft den Zielen effizienter Leistungserstellung und knappheitsorientierter Preisbildung näher zu kommen. In diesem Sinne skizziert der Umweltrat im Folgenden einige Eckpunkte zur Optimierung der öffentlichen Abfallwirtschaft, die zunächst als Alternative in Erwägung gezogen werden sollten, bevor weitere Privatisierungsschritte eingeleitet werden.

1141. Wie bereits hervorgehoben, scheitert eine knappheitsorientierte Preisbildung in der öffentlichen Abfallwirtschaft daran, dass die Betreiber von Entsorgungsanlagen durch das geltende Gebührenrecht weitgehend daran gehindert werden, die tatsächlich entstehenden Knappheitskosten in die Entsorgungsgebühren einzukalkulieren (Tz. 1136). Dies betrifft insbesondere die Kosten der Verknappung von Deponiekapazität (MICHAELIS, 1991, S. 38 ff.), die nach dem Äquivalenzprinzip nicht ansatzfähig sind, weil ihnen keine unmittelbaren betriebswirtschaftlichen Kosten gegenüberstehen. Durch diese Kostenexternalisierung gehen von den Entsorgungsgebühren jedoch nur verzerrte Knappheitssignale aus und der Marktmechanismus wird seiner Ausgleichsfunktion zum Teil beraubt.

Der Umweltrat erachtet zwar das Äquivalenzprinzip zum Schutz der Nutzer vor überhöhten Gebührenforderungen als sinnvoll, aber er hält dennoch eine stärker an den tatsächlichen Knappheiten orientierte Kalkulation der Entsorgungsgebühren für dringend erforderlich. Ein erster Schritt in diese Richtung könnte darin bestehen, die bereits heute in einigen Bundesländern zulässige Abschreibung auf Basis von Wiederbeschaffungswerten zur generellen Norm zu erheben (vgl. auch CANTNER, 1997, S. 327 ff.; GAWEL, 1994).

1142. Obgleich sich der in der Privatisierungsdiskussion regelmäßig erhobene Vorwurf, öffentliche Anbieter seien generell ineffizienter als private Anbieter, empirisch nicht eindeutig belegen lässt (vgl. Tz. 1113), bestehen in der öffentlichen Abfallwirtschaft ohne Zweifel noch umfangreiche Spielräume für effizienzsteigernde Maßnahmen. Als besonders viel versprechend erachtet der Umweltrat hierbei Kooperationen zur Aufhebung der kleinräumigen Entsorgungsautarkie, alternative Organisationsformen mit dem Ziel höherer betriebswirtschaftlicher Flexibilität sowie Benchmarking-Prozesse zur kontinuierlichen Leistungskontrolle und -verbesserung (vgl. hierzu auch CANTNER, 2001, S. 113 ff.).

1143. Die bereits im Abfallgesetz von 1986 verankerten und in das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz von 1996 übernommenen Vorschriften zur Erstellung von Abfallwirtschaftsplänen wurden bisher von den Ländern vorwiegend zur Durchsetzung kleinräumiger Autarkievorstellungen genutzt. Begründet wird dies mit der Gewährleistung regionaler Entsorgungssicherheit und der Verminderung von Umweltbelastungen durch Abfalltransporte. Darüber hinaus rufen Planung und Errichtung neuer Entsorgungsanlagen auf regionaler Ebene deutlich geringeren Widerstand hervor, wenn die zu entsorgenden Abfälle ausschließlich aus der näheren Region stammen (z. B. HECHT und WERBECK, 1993, S. 5 ff.). Diesen Vorteilen kleinräumiger Entsorgungsautarkie stehen jedoch erhebliche volkswirtschaftliche Zusatzkosten gegenüber. So werden die Einzugsbereiche der Entsorgungsanlagen in der Regel nach politischen und verwaltungstechnischen Vorgaben abgesteckt, ohne dass hierbei ökonomischen Erwägungen hinreichend stark Rechnung getragen würde (z. B. SRU, 1998, Tz. 453 f.). Als Folge hiervon sind die ausgewiesenen Entsorgungsgebiete häufig zu klein, sodass Größenvorteile bei der Errichtung von Entsorgungsanlagen ungenutzt bleiben, und es kommt zu einer Kostenduplizierung, wenn in einem Entsorgungsgebiet neue Anlagen errichtet werden, obwohl bestehende Anlagen in benachbarten Entsorgungsgebieten über ausreichende Überschusskapazitäten verfügen.

Der Umweltrat bekräftigt deshalb noch einmal seine bereits mehrfach geäußerte Kritik an kleinräumigen Autarkievorstellungen in der Abfallwirtschaft (z. B. SRU, 1998, Tz. 456; SRU, 1996, Tz. 394 und 414). Unter Effizienzgesichtspunkten sind Entsorgungsgebiete in einer solchen Weise abzugrenzen, dass die betreffenden Anlagen mit optimaler Kapazität betrieben werden können. Dabei sind zwei gegenläufige Effekte zu berücksichtigen (z. B. WÖBBEKING und THOMAT, 1988): Eine Ausweitung von Entsorgungsgebieten erlaubt einerseits größere Kapazitäten und damit geringere Durchschnittskosten, führt aber andererseits auch zu steigenden Transportkosten. Die optimale Anlagenkapazität (bzw. das optimale Einzugsgebiet) ist dann erreicht, wenn sich beide Effekte unter Berücksichtigung der durch Transportvorgänge verursachten Umweltbelastungen gerade die Waage halten.

Für die organisatorische Umsetzung großräumiger Entsorgungskonzepte empfiehlt sich in kurz- und mittelfristiger Perspektive die Etablierung von Kooperationsabkommen zwischen den entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften. In der langfristigen Perspektive sollte dagegen grundsätzlich geprüft werden, ob die derzeit stark dezentrale Organisation der öffentlichen Abfallentsorgung überhaupt aus sachlichen und wirtschaftlichen Gründen vertretbar ist.

1144. Die entsorgungspflichtigen Körperschaften können ihre Aufgaben im Rahmen öffentlich-rechtlicher oder auch vielfältiger privater Organisationsformen erfüllen (ausführlich WAGNER, 2000). Öffentlich-rechtliche Organisationsformen (Regiebetriebe, Eigenbetriebe und Kommunalunternehmen als Anstalten des öffentlichen

Rechts) bieten zwar durch ihre Verwaltungsnähe erhebliche Vorteile hinsichtlich der politischen Einfluss- und Kontrollmöglichkeiten, sie zeichnen sich jedoch gleichzeitig durch schwerfällige Entscheidungsprozesse und eine geringe Wirtschaftlichkeit aus.

Demgegenüber bieten privatrechtliche Organisationsformen eine Reihe von betriebswirtschaftlichen Vorteilen, die insgesamt betrachtet eine flexiblere und kostengünstigere Aufgabenerfüllung erwarten lassen (z. B. WAGNER, 2000, S. 233 ff.; VEST, 1998; HAUSER, 1987, S. 19 ff.). So weisen privatrechtliche Organisationsformen aufgrund ihrer Entbürokratisierung eine generell höhere Flexibilität auf, sie sind unabhängiger von politischer Einflussnahme, sie ermöglichen leistungsabhängige Entlohnungssysteme, die die Rekrutierung von Führungskräften erleichtern und zu einer deutlich höheren Mitarbeitermotivation führen, sie bieten größere Freiheiten im Vergabe- bzw. Beschaffungswesen und sie erleichtern den Zugang zum Kapitalmarkt.

Der Umweltrat erachtet deshalb eine *formale Privatisierung* – also den Übergang von öffentlich-rechtlichen zu privaten Organisationsformen – als einen wesentlichen Beitrag zur Steigerung der Effizienz in der öffentlichen Abfallwirtschaft. Auch die in der Praxis zunehmend zu beobachtende Einbeziehung Privater im Rahmen einer Minderheitsbeteiligung an gemischtwirtschaftlichen Unternehmen ist im Grundsatz zu begrüßen, denn hierdurch können externer Sachverstand und private Kapitalmittel zur Steigerung der Effizienz nutzbar gemacht werden (z. B. TETTINGER und MANN, 1995, S. 151). Zu beachten ist hierbei allerdings, dass gemischtwirtschaftliche Unternehmen strenger kartellrechtlicher Überwachung bedürfen (z. B. FRITZ, 2001, S. 290 ff.; SCHULTZ, 1997, S. 122 f.) und der erforderliche Ausgleich zwischen privaten und öffentlichen Interessen zu Konflikten führen kann (z. B. WINDEL, 1999).

1145. Einen weiteren Beitrag zur Effizienzsteigerung in der öffentlichen Abfallwirtschaft können nach Einschätzung des Umweltrates schließlich auch kontinuierliche Benchmarking-Prozesse liefern. Der Grundgedanke dieses Verfahrens besteht in einem regelmäßig wiederholten Leistungsvergleich zwischen verschiedenen Betrieben innerhalb einer Branche (z. B. HORVATH und HERTER, 1992). Dazu werden in einem ersten Schritt die zur Leistungsbeurteilung heranzuziehenden Größen festgelegt und geeignete Vergleichspartner identifiziert. Anschließend werden die relevanten Daten bei den einbezogenen Betrieben soweit normiert, dass sie miteinander verglichen werden können. Dabei gelten die Ergebnisse des jeweils leistungsstärksten Betriebs als Referenzniveau, an dem die Leistungsfähigkeit gemessen wird („Lernen vom Besten“). Bei Abweichungen vom Referenzniveau erfolgt eine Ursachenanalyse und es ist ein Maßnahmenplan zur Leistungssteigerung zu erstellen, dessen Erfüllung im Rahmen des nächsten Benchmarking-Prozesses evaluiert wird.

Im Gegensatz zur herkömmlichen Analyse ausschließlich betriebsinterner Kennziffern ermöglichen betriebsübergreifende Benchmarking-Prozesse einen direkten Vergleich mit dem jeweils Leistungsstärksten, woraus sich realistische Zielvorgaben ableiten und Lerneffekte realisieren lassen. Obwohl dieses Instrumentarium ursprünglich für die Privatwirtschaft entwickelt wurde, kann es mit gewissen Modifikationen auch auf die Träger der öffentlichen Abfallwirtschaft angewendet werden. Wie erste empirische Ergebnisse aus einem Modellprojekt im Freistaat Sachsen zeigen, lassen sich hierdurch erhebliche Spielräume für Effizienzsteigerungen aufdecken (z. B. BAUM et al., 1998). Die regelmäßige Durchführung von Benchmarking-Prozessen und die Veröffentlichung ihrer Ergebnisse gewährleisten nicht nur ein höheres Maß an Transparenz bezüglich der Leistungserstellung und der damit verbundenen Kosten, sondern bewirken über den entstehenden Rechtfertigungsruck gegenüber Gebührenzahlern und Kommunalverwaltung auch einen zusätzlichen Anreiz zur kostenbewussten Betriebsführung.

4.5.6 Zusammenfassung und Empfehlungen

1146. Der Umweltrat empfiehlt, die Diskussion zur Privatisierung der Abfallentsorgung jenseits aller ideologisch geprägten oder von Verteilungsinteressen geleiteten Argumente auf die Zielsetzung ökonomischer Effizienz bei gleichzeitiger Wahrung angemessen hoher Umweltstandards zu fokussieren. Inwiefern der Übergang von öffentlicher zu privater Leistungsbereitstellung in der Entsorgungswirtschaft nennenswerte Effizienzgewinne erwarten lässt, hängt ab von den jeweiligen Marktstrukturen und der herrschenden Wettbewerbsintensität. Dabei ist zu unterscheiden zwischen der Sammlung und dem Transport von Abfällen einerseits und deren Behandlung und Ablagerung andererseits.

1147. In Bezug auf die Logistikleistungen „Sammlung und Transport“ erachtet der Umweltrat eine Privatisierung als zielführend, sofern durch regelmäßig wiederholte Ausschreibungsverfahren sicher gestellt ist, dass ein permanenter „Wettbewerb um den Markt“ erfolgt. Eine Übertragung dieser Vorgehensweise auf die Wertschöpfungsstufe „Behandlung und Ablagerung“ hält der Umweltrat demgegenüber für wenig zielführend, denn der Betrieb von Verbrennungsanlagen und Deponien erfordert langlebige irreversible Investitionen, die keine hinreichend kurzen Vertragslaufzeiten ermöglichen. Findet ein „Wettbewerb um den Markt“ jedoch nur in Zeitabständen von 20 Jahren oder mehr statt, so geht dessen Effizienzwirkung weitgehend verloren. Hinzu kommt, dass die institutionellen und ökonomischen Rahmenbedingungen auf dieser Wertschöpfungsstufe einen starken Anreiz zu Ausschreibungskartellen geben. Die negativen Erfahrungen mit der Ausschreibung öffentlicher Bauleistungen sollten hier ein warnendes Beispiel sein.

Die Problematik langer Vertragslaufzeiten ließe sich allenfalls umgehen, wenn lediglich die Betriebsführungsrechte an den weiterhin in öffentlichem Besitz stehenden Entsorgungsanlagen per Ausschreibungswettbewerb vergeben würden. Hier hätten die Betreiber aufgrund der hohen Fixkostenanteile von bis zu 90 % jedoch auch nur geringe Spielräume für effizienzsteigernde Maßnahmen. Hinzu kommt, dass die erforderliche Integration von

Produktions- und Investitionsplanung letztlich auf eine enge Interaktion zwischen Staat und Betreiber hinausläuft, die den Wettbewerbscharakter jedes Ausschreibungsverfahrens unterhöhlt.

1148. Als Alternative zu einem „Wettbewerb um den Markt“ bietet sich die vollständige Liberalisierung an, die sowohl auf institutionelle Marktzutrittschranken als auch auf Anschluss- und Benutzungszwänge verzichtet („Wettbewerb im Markt“). Der Umweltrat ist jedoch der Auffassung, dass diese Vorgehensweise weder ökologisch noch ökonomisch sinnvoll wäre. Aus ökologischer Sicht ist zu bemängeln, dass bei Aufhebung von Anschluss- und Benutzungszwängen umher vagabundierende Abfallströme auf der Suche nach der billigsten Entsorgungsmöglichkeit erhebliche Umweltbelastungen verursachen würden. Hinzu kommt, dass illegale Entsorgungspraktiken tendenziell begünstigt werden, wenn durch Aufhebung von Anschluss- und Benutzungszwängen die Kontrollmöglichkeiten über die Abfallströme vermindert werden. Schließlich ist zu beachten, dass die Anbieter von Entsorgungsleistungen in einem liberalisierten Markt zur Absicherung ihres Kapazitätsrisikos gezwungen sein werden, mit den Abfallerzeugern langfristige „Take or Pay“-Verträge zu schließen, die der Zielsetzung der Abfallvermeidung diametral widersprechen.

Aus ökonomischer Sicht gilt, dass eine Liberalisierung zunächst zwar hohen Wettbewerbsdruck verursacht, dieser jedoch kaum in einen ökonomisch wünschenswerten Zustand münden dürfte. Aufgrund der vorliegenden Marktstrukturen wäre zu erwarten, dass ein Prozess ruinöser Konkurrenz einsetzt, an dessen Ende die Herausbildung regionaler Monopole steht, die keinerlei Regulierung unterliegen. Der dann noch im Markt selbst erzeugte Wettbewerbsdruck wäre aus zahlreichen Gründen zu gering (Transportkosten, nur wenige miteinander konkurrierende Unternehmen, Gefahr wettbewerbsbeschränkender Absprachen, langfristig bindende Entsorgungsverträge). Dies gilt in besonders starkem Maße für Abfälle aus privaten Haushalten, in abgeschwächter Form jedoch auch für gewerbliche Abfälle. Ohne hinreichenden Wettbewerbsdruck bestehen jedoch auch nur entsprechend geringe Anreize zu effizienter Produktion und es wächst die Gefahr einer Ausbeutung der Nachfrageseite durch überhöhte Preise. Die dann erforderlich werdenden Preisregulierungen würden ihrerseits wiederum zusätzliche Anreize zu einer weiteren Steigerung der ohnehin bereits bestehenden Ineffizienzen geben.

1149. Die Möglichkeit flexibler knappheitsorientierter Preisbildung, die stets Angebot und Nachfrage in Übereinstimmung bringt und damit Entsorgungssicherheit garantiert, wird neben Effizienzüberlegungen häufig als zusätzliches Argument für eine private Bereitstellung von Entsorgungskapazitäten angeführt. Die hiermit verbundenen Vorstellungen basieren jedoch auf dem realitätsfernen Idealbild eines perfekten Entsorgungsmarktes, auf dem sich Mengen und Preise jederzeit friktionslos an geänderte Knappheitsbedingungen anpassen können. Die hierfür erforderliche Flexibilität wäre nach Einschätzung des Umweltrates in der Praxis auch bei privater Leistungsbereitstellung nicht gegeben. Auf der Preisseite würde die durch das heutige Gebührenrecht bedingte Inflexibilität bei einer Privatisierung lediglich ersetzt durch die institutionell bedingte Inflexibilität langfristig bindender Vertragsarrangements; auf der Mengenseite würden die heute bestehenden Inflexibilitäten durch eine Privatisierung überhaupt nicht berührt. Damit ist auch unter dem Aspekt der Entsorgungssicherheit festzustellen, dass eine private Bereitstellung bei näherer Betrachtung ebenfalls mit zahlreichen Problemen verbunden wäre und unmittelbare Vorteile gegenüber öffentlicher Bereitstellung nicht zu erkennen sind.

1150. Zusammenfassend kommt der Umweltrat zu dem Ergebnis, dass eine Privatisierung nur für den Bereich der Logistikleistungen „Sammlung und Transport“ zu begrüßen wäre. In Bezug auf die Behandlung und Ablagerungen von Abfällen – also den Betrieb von Verbrennungsanlagen und Deponien – wäre dagegen zu befürchten, dass eine Privatisierung bestehende Probleme nicht löst und neue Probleme verursacht. Bevor hier weitere, in ihren Konsequenzen nicht mehr umkehrbare Privatisierungsschritte eingeleitet werden, sollte deshalb sorgfältig geprüft werden, welche Möglichkeiten bestehen, um unter Beibehaltung der öffentlichen Trägerschaft den Zielen effizienter Leistungserstellung und knappheitsorientierter Preisbildung näher zu kommen.

Mögliche Ansatzpunkte zu einer solchen Optimierung der öffentlichen Abfallwirtschaft wurden in Abschn. 4.5.5 skizziert. Neben einer Reform des Gebührenrechts, die eine stärker an den tatsächlichen Knappheiten orientierte Preisbildung ermöglicht, erachtet der Umweltrat die Aufhebung kleinräumiger Autarkievorstellungen als wichtigste Maßnahme zur Effizienzsteigerung in der öffentlichen Abfallwirtschaft. Die Entsorgungsgebiete sollten in einer solchen Weise abgegrenzt werden, dass die betreffenden Anlagen unter Berücksichtigung von Umwelteffekten mit optimaler Kapazität ausgelegt werden können. Dazu wäre gegebenenfalls auch zu prüfen, ob die derzeitig stark dezentrale Organisation der öffentlichen Abfallentsorgung reformbedürftig ist. Weitere Möglichkeiten der Effizienzsteigerung sieht der Umweltrat in der Einführung privatrechtlicher Organisationsformen, in der Einbeziehung privater Dritter im Rahmen einer Minderheitsbeteiligung (Public-private-partnership) sowie in der kontinuierlichen Durchführung von Benchmarking-Prozessen.

Anhang

Erlass über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Vom 10. August 1990

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und Umweltbedingungen der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird ein Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen besteht aus sieben Mitgliedern, die über besondere wissenschaftliche Kenntnisse und Erfahrungen im Umweltschutz verfügen müssen.

(2) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder als Mitarbeiter eines wissenschaftlichen Instituts, angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentanten eines Wirtschaftsverbandes oder einer Organisation der Arbeitgeber oder Arbeitnehmer sein, oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen, sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 3

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen. Er soll Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

§ 4

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlass begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 5

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt während der Abfassung seiner Gutachten den jeweils fachlich betroffenen Bundesministern oder ihren Beauftragten Gelegenheit, zu wesentlichen sich aus seinem Auftrag ergebenden Fragen Stellung zu nehmen.

§ 6

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann zu einzelnen Beratungsthemen Behörden des Bundes und der Länder hören, sowie Sachverständigen, insbesondere Vertretern von Organisationen der Wirtschaft und der Umweltverbände, Gelegenheit zur Äußerung geben.

§ 7

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen erstattet alle zwei Jahre ein Gutachten und leitet es der Bundesregierung jeweils bis zum 1. Februar zu. Das Gutachten wird vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen veröffentlicht.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann zu Einzelfragen zusätzliche Gutachten erstatten oder Stellungnahmen abgeben. Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit kann den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen mit der Erstattung weiterer Gutachten oder Stellungnahmen beauftragen. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen leitet Gutachten oder Stellungnahmen nach Satz 1 und 2 dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu.

§ 8

(1) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit nach Zustimmung des Bundeskabinetts für die Dauer von vier Jahren berufen. Wiederberufung ist möglich.

(2) Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklären.

(3) Scheidet ein Mitglied vorzeitig aus, so wird ein neues Mitglied für die Dauer der Amtszeit des ausgeschiedenen Mitglieds berufen; Wiederberufung ist möglich.

§ 9

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte einen Vorsitzenden für die Dauer von vier Jahren. Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

(3) Vertritt eine Minderheit bei der Abfassung der Gutachten zu einzelnen Fragen eine abweichende Auffassung, so hat sie die Möglichkeit, diese in den Gutachten zum Ausdruck zu bringen.

§ 10

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wird bei der Durchführung seiner Arbeit von einer Geschäftsstelle unterstützt.

§ 11

Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen und die Angehörigen der Geschäftsstelle sind zur Verschwiegenheit über die Beratung und die vom Sachverständigenrat als vertraulich bezeichneten Beratungsunterlagen verpflichtet. Die Pflicht zur Verschwiegenheit bezieht sich auch auf Informationen, die dem Sachverständigenrat gegeben und als vertraulich bezeichnet werden.

§ 12

(1) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen erhalten eine pauschale Entschädigung sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit dem Bundesminister des Innern und dem Bundesminister der Finanzen festgesetzt.

(2) Die Kosten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen trägt der Bund.

§ 13

Der Erlass über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister des Innern vom 28. Dezember 1971 (GMBl 1972, Nr. 3, S. 27) wird hiermit aufgehoben.

Bonn, den 10. August 1990

Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Dr. Klaus Töpfer

Literaturverzeichnis

Kapitel 1

ACKER-WIDMAIER, G. (1999): Intertemporale Gerechtigkeit und nachhaltiges Wirtschaften. – Marburg: Metropolis.

ARROW, K. J., BOLIN, B., COSTANZA, R. et al. (1995): Economic Growth, Carrying Capacity, and the Environment. – Science Vol. 268, 520–521.

ATKINSON, G., DUBOURG, R., HAMILTON, K. et al. (1997): Measuring Sustainable Development. – Cheltenham: Edward Elgar.

ATTFIELD, R. (1999): The Ethics of the Global Environment. – Edinburgh: University Press.

BARBIER, E. B. (1997): Introduction to the environmental Kuznets curve special issue. – Environment and Development Economics Jg.2, 369–381.

BARBIER, E. B., BURGESS, J., FALKE, C. (1994): Paradise Lost? – The Ecological Economics of Biodiversity. – London: Earthscan.

BARTMANN, H. (2001): Substituierbarkeit von Naturkapital. – In: HELD, M., NUTZINGER, H.G. (Hrsg.): Nachhaltiges Naturkapital. – Frankfurt: Campus. – S. 50–68.

BAYER, S. (2000): Intergenerationelle Diskontierung am Beispiel des Klimawandels. – Marburg: Metropolis.

BECKERMAN, W. (1994): „Sustainable Development": Is it a Useful Concept? – Environmental Values Jg. 3, 191–209.

BECKERMAN, W. (1995): Small is Stupid. – London: Duckworth.

BEUERMANN, CH. (2000): Germany: Regulation and the Precautionary Principle. – In: LAFFERTY, W. M., MEADOWCROFT, J. (Hrsg.): – Implementing Sustainable Development. Strategies and Initiatives in High-Consumption Societies. – Oxford: Oxford Univ. – S. 85–111.

BINDER, M., JÄNICKE, M., PETSCHOW, U. (2001): Green Industrial Restructuring – International Case Studies and Theoretical Interpretations. – Berlin: Springer.

BIRNBACHER, D. (1988): Verantwortung für zukünftige Generationen. – Stuttgart: Reclam.

BISHOP, R. C. (1980): Endangered Species: An Economic Perspective. – In: Transactions of the 45th North American Wildlife and Natural Resource Conference. – Washington D. C.: Wildlife Management Institute. – S. 208–218.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1997a): Agenda 21. – Bonn: BMU.

BMU (1997b): Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. – Bonn: BMU.

BRAND, K. W., JOCHUM, G. (2000): Der deutsche Diskurs zu nachhaltiger Entwicklung. – München: Münchener Projektgruppe für Sozialforschung. – MPS-Texte.

BRECKLING, B. (1990): Singularität und Reproduzierbarkeit in der Modellierung ökologischer Systeme. – Bremen: Univ. Diss.

BRETSCHGER, L. (1996): Wachstumstheorie. – München: Oldenbourg.

BRUMLIK, M. (1992): Advokatorische Ethik. – Bielefeld: KT-Verlag.

BUND/MISEREOR (1996) (Hrsg.): Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. – Basel: Birkhäuser.

CAIRNS, R. D., YANG, Z. (2000): The Converse of Hartwick's Rule and Uniqueness of the Sustainable Path. – Natural Resource Modelling Jg. 13, 493–502.

CHICHILNISKY, G. (1997): What is Sustainable Development. – Land Economics 79 (4), 467–491.

CIRIACY-WANTRUP, S. V. (1952): Resource Conservation: Economics and Policy. – Berkeley: University of California Press.

COLE, M. (1999): Limits To Growth, Sustainable Development And Environmental Kuznets Curves: An Examination Of The Environmental Impact Of Economic Development. – Sustainable Development Jg. 7, 87–97.

DALY, H. E. (1999): Wirtschaft jenseits von Wachstum: die Volkswirtschaftslehre nachhaltiger Entwicklung. – Salzburg: Anton Pustet.

DASGUPTA, P.S., HEAL G.M. (1979): Economic Theory and Exhaustible Ressources. – Cambridge: Cambridge University Press.

DÖRING, R. (2001): Die Zukunft der Fischerei im Biosphärenreservat Südost-Rügen. – Frankfurt a. M.: Peter Lang.

DÖRING, R., GRONEMANN, S. (2001): Nachhaltigkeit und Diskontierung. – Zeitschrift für Wirtschafts- und Unternehmensethik 2 (2), 233–255.

DÖRING, R., OTT, K. (2001): Nachhaltigkeitskonzepte. – Zeitschrift für Wirtschafts- und Unternehmensethik 2 (3), 315–338.

EEAC (European Environmental Advisory Councils/ Focal Point) (2001): Greening Sustainable Development Strategies. – Stockholm: EEAC.

EL SERAFY, S. (1996): In Defense of Weak Sustainability: a Response to Beckerman. – Environmental Values Jg. 5, 75–81.

ENQUETE-KOMMISSION (1998): Konzept Nachhaltigkeit – Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig

zukunftsverträglichen Entwicklung“ des 13. Deutschen Bundestages. – Bonn: Deutscher Bundestag/Referat Öffentlichkeitsarbeit.

FANKHAUSER, S. (1995): Valuating Climate Change: The Economics of the Greenhouse Effect. – London: Earthscan.

FAUCHEUX, S., PEARCE, D., PROOPS, J. (1996): Introduction – In: FAUCHEUX, S., PEARCE, D., PROOPS, J. (Hrsg.): Models of Sustainable Development. – Cheltenham: Edward Elgar. – S. 1–17.

FRENZ, W., UNNERSTALL, H. (1999): Nachhaltige Entwicklung im Europarecht. – Baden-Baden: Nomos.

GEISENDORF, S., GRONEMANNS, S., HAMPICKE, U., IMMLER, H. (1998): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. – Berlin: Erich-Schmidt-Verlag. – UBA-Berichte 6/98.

GOODLAND, R., DALY, H. (1995): Universal Environmental Sustainability and the Principle of Integrity. – In: WESTRA, L., LEMONS, J. (Hrsg.): Perspectives on Ecological Integrity. – Dordrecht u.a.: Kluwer. – S. 102–124.

GOWDY, J. M., MC DANIEL, C. N. (1999): The Physical Destruction of Nauru: An Example of Weak Sustainability. – Land Economics Jg. 75, 333–338.

HAMPICKE, U. (1991): Neoklassik und Zeitpräferenz: der Diskontierungsnebel. – In: BECKENBACH, F. (Hrsg.): Die ökologische Herausforderung in der ökonomischen Theorie. – Marburg: Metropolis. – S. 127–149.

HAMPICKE, U. (1992): Ökologische Ökonomie. – Opladen: Westdeutscher Verlag.

HAMPICKE, U. (1999): Das Problem der Verteilung in der Neoklassischen und in der Ökologischen Ökonomie. – In: Jahrbuch Ökologische Ökonomie. Bd 1. – S. 153–188.

HAMPICKE, U. (2002): The Capacity to Solve Problems as a Rationale For Intertemporal Discounting. – In: HAMPICKE, U., OTT, K. (Hrsg.): Reflections on Discounting. – International Journal of Sustainable Development, Sonderheft (in Vorbereitung).

HAMPICKE, U., OTT, K. (2002): Reflections on Discounting. – International Journal of Sustainable Development, Sonderheft (in Vorbereitung).

HARBORTH, H. J. (1993): Dauerhafte Entwicklung statt globaler Umweltzerstörung. – Berlin: Sigma.

HARTE, M. J. (1995): Ecology, Sustainability, and Environmental Capital. – Ecological Economics Jg. 15, 157–164.

HEAL, G. (1998): Valuating the Future: Economic Theory and Sustainability. – New York: Columbia University Press.

HELD, M. , NUTZINGER, H.G. (Hrsg.) (2001): Nachhaltiges Naturkapital. – Frankfurt a. M.: Campus.

HEMPEL, C. G. (1977): Philosophie der Naturwissenschaften. 2. Aufl. – München: Dt. Taschenbuch-Verl.

HOLLAND, A. (1994): Natural Capital. – In: ATTFIELD, R., BELSEY, A. (Hrsg.): Philosophy and the Natural Environment. – Cambridge: Cambridge University Press. – S. 169–182.

HOTELLING, H. (1931): The Economics of Exhaustible Resources. – Journal of Political Economy Jg. 39, 137–175.

HOWARTH, R. B., NORGAARD, R. B. (1993): Intergenerational Transfers and the Social Discount Rate. – Environmental and Resource Economics Jg. 3, 337–358.

HÜTHER, M. (1999): Angemessenes Wachstum: Zu den umweltpolitischen Überlegungen des Sachverständigenrates zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 12 (1), 16–21.

HÜTHER, M., WIGGERING, H. (1999): Angemessenes Wachstum: Dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. – In: JUNKERNHEINRICH, M. (Hrsg.): Ökonomisierung der Umweltpolitik. – Berlin: Analytica. – S. 67–97.

JAKOBS, M. J. (1995): Sustainable Development, Capital Substitution and Economic Humility: A Response to Beckerman. – Environmental Values Jg. 4, 57–68.

KLAUER, B. (1998): Nachhaltigkeit und Naturbewertung. – Heidelberg: Physica.

KLEPPER, G. (1999): Wachstum und Umwelt aus der Sicht der neoklassischen Ökonomie. – Jahrbuch Ökologische Ökonomik. Bd. 1. – Marburg. – S. 291–318.

KREBS, A. (1999): Ethics of Nature. – Berlin: DeGruyter.

KREBS, A. (2000): Wie viel Natur schulden wir der Zukunft? – In: MITTELSTRASS, J. (Hrsg.): – Die Zukunft des Wissens. – Berlin: Akademie-Verl. – S. 313–334.

KRUTILLA, J. V., FISHER, A.C. (1975): The Economics of Natural Environments. – Washington D. C.: Resources for the Future.

LADWIG, B. (2000): Gerechtigkeit und Gleichheit. – PROKLA 30 (4), 585–610.

LERCH, A. (2001): Naturkapital und Nachhaltigkeit – Normative Begründungen unterschiedlicher Konzepte der nachhaltigen Entwicklung. – In: HELD, M., NUTZINGER, H. G. (Hrsg.): Nachhaltiges Naturkapital. – Frankfurt a. M.: Campus. – S. 93–112.

LERCH, A., NUTZINGER, H.G. (1998): Nachhaltigkeit: Methodische Probleme der Wirtschaftsethik. – Zeitschrift für Evangelische Ethik Jg. 42, 208–223.

LIND, R. C., SCHULER, R.E. (1998): Equity and Discounting in Climate-Change Decisions. – In: NORDHAUS, W.D. (Hrsg.): Economic and Policy Issues in Climate Change. – Washington D. C: Resources for the Future. – S. 59–96.

MEADOWS, D. L., MEADOWS, D. H., ZAHN, E., MILLING, P. (1972): Die Grenzen des Wachstums. – Stuttgart: DVA.

MICHAELIS, P. (1996): Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstoffall. – Tübingen: J.C.B. Mohr. – 241 S.

MOFFAT, I. (2000): Ecological Footprints and Sustainable Development. – Ecological Economics Jg. 32, 359–362.

MÜLLER, F., BARKMANN, J., BRECKLING, B. et al. (1998): Targets, Goals, and Orientors: Concluding and Re-Initializing the Discussion. – In: MÜLLER, F., LEUPELT, M. (Hrsg.): Eco Targets, Goal Functions, and Orientors. – Berlin, Heidelberg: Springer. – S. 593–606.

MYERS, N., SIMON, J. (1994): Scarcity or Abundance. – New York: Norton.

NEUMAYER, E. (1999): Weak versus Strong Sustainability. – Cheltenham: Edward Elgar.

OPSCHOOR, J.B. (Ed.) (1992): Environment, Economics and Sustainable Development. – Groningen: Wolters Noordhoff.

OPSCHOOR, J. B. (1994): Economic Incentives and Environmental Policies. – Dordrecht u.a.: Kluwer.

PARFIT, D. (1983): Energy Policy and the Further Future: The Identity Problem. – In: MACLEAN, D., BROWN, P.G. (Hrsg.): Energy and the Future. – Totowa, N. J.: Rowman and Littlefield.

PARTRIDGE, E. (1990): On the Rights of Future Generations. – In: SCHERER, D. (Hrsg.): Upstream/ Downstream. Philadelphia: Temple University Press.

PETSCHOW, U. (2000): Auswirkungen der Globalisierung auf eine nationale Politik der Nachhaltigkeit. – In: BÖTTGER, G., GÖTZ, K., HESSE, W. et al. (Hrsg.): Globalisierung und Nachhaltigkeit. – München: Rainer Hampp Verl. – S. 91–125.

PEZZEY, J. (1992): Sustainability: An Interdisciplinary Guide. – Environmental Values Jg. 1, 321–362.

PEZZEY, J. (1997): Sustainability Constraints. – Land Economics 73 (4), 448–464.

PRICE, C. (1993): Time, Discouting & Value. – Oxford: Blackwell.

PRICE, C. (2002): Diminishing Marginal Utility: The Respectable Case for Discounting. – In: HAMPICKE, U., OTT, K. (Hrsg.) (2002): Reflections on Discounting. – International Journal of Sustainable Development, Sonderheft (in Vorbereitung).

Rat der Europäischen Union (1999a): Bericht des Rates (Binnenmarkt) über die Einbeziehung der Belange der Umwelt und der nachhaltigen Entwicklung in die Binnenmarktpolitik an den Europäischen Rat (Helsinki). Nr. 13622/99, 30. November 1999.

Rat der Europäischen Union (1999b): Bericht des Rates (Industrie) an den Europäischen Rat in Helsinki über die Einbeziehung der nachhaltigen Entwicklung in die Industriepolitik der Europäischen Union. Nr. 13549/1/99, 3. Dezember 1999.

REES, W. E. (2000): Eco-footprint analysis: merits and brickbats. – Ecological Economics Jg. 32, 371–374.

SACHS, I. (1999): Social Sustainability and Whole Development: Exploring the Dimensions of Sustainable Development. – In: BECKER, E., JAHN, T.: Sustainability and the Social Sciences. – London: Zed Books. – S. 25–36.

SAGOFF, M. (1995): Carrying Capacity and Ecological Economics. – Bioscience 45 (9), 610–620.

SCHERHORN, G., WILTS, C.H. (2001): Schwach nachhaltig wird die Erde zerstört. – GAIA 10 (4), 249–255.

SIEBERT, H. (1978): Ökonomische Theorie der Umwelt. – Tübingen: Mohr.

SOLOW, R. (1974): Intergenerational Equity and Exhaustible Resources. – Review of Economic Studies 14 (Symposium Exhaustible Resource), 29–45.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 380 S.

SRU (1996): Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Umweltgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

SRU (2000): Schritte ins nächste Jahrtausend. Umweltgutachten 2000. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

SRW (Sachverständigenrat zur Begutachtung der Gesamtwirtschaftlichen Entwicklung) (1996): Reformen voranbringen. Jahresgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel.

UNICE (Union of Industrial and Employers' Confederations of Europe) (2001): European Industry – Views on EU Environmental Policy Making for Sustainable Development. – Brüssel: UNICE.

UNNERSTALL, H. (1999): Rechte zukünftiger Generationen. – Würzburg: Königshausen und Neumann.

WACKERNAGEL, M., GILJUM, S. (2001): Der Import von ökologischer Kapazität: Globaler Handel und die Akkumulation ökologischer Schulden. – Natur und Kultur 2 (1), 33–54.

WACKERNAGEL, M., ONISTO, L., BELLO, P., et al. (1999): National Natural Capital Accounting with the Ecological Footprint Concept. – Ecological Economics Jg. 29, 375–390.

WACKERNAGEL, M., REES, W. (1997): Unser ökologischer Fußabdruck. – Berlin, Basel: Birkhäuser.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen) (1999): Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. Sondergutachten. – Marburg: Metropolis.

WCED (World Commission on Environment and Development) (1987): Our Common Future. – Oxford: Oxford University Press.

WEIKARD, H. P. (1999): Wahlfreiheit für zukünftige Generationen. – Marburg: Metropolis.

WEITZMAN, M.L. (1998): Why the Far-Distant Future should be discounted at its lowest possible rate. – Journal of Environmental Economics and Management Jg. 36, 201–208.

Kapitel 2.1

BECHBERGER, M. (2000): Das Erneuerbare Energien-Gesetz (EEG). Eine Analyse des Politikformulierungsprozesses. – Berlin: Forschungsstelle für Umweltpolitik (FFU). – FFU-report 00-6. – 61 S.

BECHMANN, A., BÜCKMANN, W., JÄNICKE, M. et al. (1999): Bodenschutz. Steuerungsfunktionen von Recht, Politik, Planung und Wissensmanagement. – FAGUS/Technische Universität Berlin, Forschungsstelle für Umweltpolitik/Freie Universität Berlin und SYNÖK-Institut. – Berlin: Forschungsstelle für Umweltpolitik. – 66 S.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (1999): Daten zur Natur 1999. – Münster: Landwirtschaftsverlag. – 266 S.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1998): Umweltbericht 1998. – Bonn: BMU. – 209 S.

BÖHRET, C. (1990): Folgen: Entwurf für eine aktive Politik gegen schleichende Katastrophen. – Opladen: Leske + Budrich. – 276 S.

Deutscher Bundestag (1998): Konzept Nachhaltigkeit: Vom Leitbild zur Umsetzung; Abschlußbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages. – Bonn. – BT-Drs. 13/11200.

EEA (1999): Environment in Europe at the Turn of the Century. – Summary. – Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften. – 43 S.

EEA (European Environment Agency) (2001): Environmental Signals 2001: European Environment Agency regular indicator report. – Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen. – 113 S.

Europäische Kommission (2000): Die Umwelt Europas: Orientierungen für die Zukunft. – Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen. – 49 S.

Europäische Kommission (2001): Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand. Sechstes EU-Umweltaktionsprogramm 2001–2010. Mitteilung der Kommission – vollständiger Text: KOM(2001) 31 endgültig. – Brüssel: Amt für amtliche Veröffentlichungen. – 72 S.

JÄNICKE, M. (1996): Erfolgsbedingungen von Umweltpolitik. – In: JÄNICKE, M. (Hrsg.): Umweltpolitik der Industrieländer. Entwicklung, Bilanz, Erfolgsbedingungen. – Berlin: Edition Sigma. – S. 9–28.

JÄNICKE, M. (2000): Profile globaler Umweltveränderungen. – In: KREIBICH, R., SIMONIS, U.E. (Hrsg.): Global Change – Globaler Wandel. Ursachenkomplexe und Lösungsansätze – Causal Structures and Indicative Solutions. – Berlin: Berlin Verlag. – S. 31–41.

JÄNICKE, M., VOLKERY, A. (2001): Persistente Probleme des Umweltschutzes. – Natur und Kultur 2 (2), 45–59.

JÄNICKE, M., WEIDNER, H. (Hrsg.) (1997): National Environmental Policies. A Comparative Study of Capacity Building. – Berlin: Springer. – 320 S.

LUHMANN, H. J. (2001): Die Blindheit der Gesellschaft. Filter der Risikowahrnehmung. – München: Gerling Akademie Verlag. – 200 S.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1998): Towards Sustainable Development: Environmental Indicators. – Paris: OECD. – 132 S.

OECD (2001a): Environmental Outlook. – Paris: OECD. – 327 S.

OECD (2001b): Environmental Performance Reviews: Germany. – Paris: OECD. – 224 S.

PRITTWITZ, V. v. (1990): Das Katastrophenparadox: Elemente einer Theorie der Umweltpolitik. – Opladen: Leske + Budrich. – 300 S.

SCHOER, K., FLACHMANN, CH., HEINZE, A. et al. (2001): Umwelt. Bericht des Statistischen Bundesamtes zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) 2001. – Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. – 85 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1987): Umweltgutachten 1987. – Stuttgart: Kohlhammer. – 647 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000: Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 685 S.

UBA (Umweltbundesamt) (1998): Nachhaltiges Deutschland: Wege zu einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. (2. Auflage). – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – 356 S.

UBA (2001a): Daten zur Umwelt 2000. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – 400 S.

UBA (2001b): Jahresbericht 2000. – Berlin: UBA. – 204 S.

UNEP (United Nations Environment Programme) (1999): Global Environmental Outlook 2000. – London: Earthscan. – 432 S.

VROM (Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment) (2001): Nationaal Milieubeleidsplan 4, im Internet abrufbar unter www.minvrom.nl/minvrom/pagina.html?id=1&goto=4449 (Zugriff am 18. 6. 2001).

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2001): Welt im Wandel: Neue Strukturen globaler Umweltpolitik. – Berlin: Springer. – 223 S.

WIERINGA, K. (2001): European Environmental Priorities: An Integrated Economic and Environmental

Assessment. – Bilthoven: National Institute of Public Health and the Environment of the Netherlands. – RIVM Report no. 481505010. – 189 S.

ZIESCHANK, R. (1988): Bodenbelastung – die verborgene Umweltkatastrophe. – Österreichische Zeitung für Politikwissenschaft 17 (1), 67–78.

Kapitel 2.2

ÁCS, Z. J., AUDRETSCH, D.B. (1992): Innovation durch kleine Unternehmen. – Berlin: Edition Sigma. – 205 S.

ANDERSEN, M. S., LIEFFERINK, D. (Hrsg.) (1997): European Environmental Policy. The Pioneers. – Manchester, New York: Manchester University Press. – 340 S.

ANGERER, G., KUNTZE, U. (2000): Staatliche Förderung umweltschonender Innovationen zwischen gestern und morgen. – Umweltwirtschaftsforum 8 (4), 4–7.

ARCHIBUGI, D., IAMMARINO, S. (1999): The Policy Implications of the Globalisation of Innovation. – Research Policy Jg. 28, 317–336.

ASHFORD, N. A. (2000): An Innovation-Based Strategy for a Sustainable Environment. – In: HEMMELSKAMP, J., RENNINGS, K., LEONE, F. (Eds.): Innovation-Oriented Environmental Regulation. Theoretical Approaches and Empirical Analysis. – Heidelberg, New York: Springer [Physica]. – S. 67–107.

BEISE, M. (1999): Lead Markets and the International Allocation of R&D. – Paper presented at the 5th International ASEAR Conference „Demand, Markets, Users and Innovation: Sociological and Economic Approaches“, Sept. 14–16, Manchester, UK. – Manuskript.

BERNAUER, T. (2000): Staaten im Weltmarkt. Zur Handlungsfähigkeit von Staaten trotz Globalisierung. – Opladen: Leske + Budrich. – 424 S.

BINDER, M., JÄNICKE, M., PETSCHOW, U. (Hrsg.) (2000): Green Industrial Restructuring. International Case Studies and Theoretical Interpretations. – Berlin, Heidelberg, New York: Springer. – 434 S.

BLAZEJCZAK, J., EDLER, D., HEMMELSKAMP, J., JÄNICKE, M. (1999): Umweltpolitik und Innovation: Politikmuster und Innovationswirkungen im internationalen Vergleich. – Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 22 (1), 1–32.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2001): Auslanddirektinvestitionen und nachhaltige Entwicklung. – Konferenz am 13. November 2000 in Berlin. – Umwelt (1), 9–10.

BRICKWEDDE, F. (Hrsg.) (1997): Umwelt und Arbeit – Innovationen als Motor des Strukturwandels. – Bramsche: Dietz.

CARRARO, C. (2000): Environmental Technological Innovation and Diffusion: Model Analysis. – In: HEMMELSKAMP, J., RENNINGS, K., LEONE, F. (Hrsg.): Innovation-Oriented Environmental Regulation. – Heidelberg, New York: Springer [Physica]. – ZEW Economic Studies, Bd. 10. – S. 269–297.

CLEFF, T., RENNINGS, K. (1999): Empirische Evidenz zu Besonderheiten und Determinanten von Umweltinnovationen. – In: RENNINGS, K. (Hrsg.): Innovation durch Umweltpolitik. – Baden-Baden: Nomos. – ZEW Wirtschaftsanalysen Bd. 36. – S. 47–99.

CLEFF, T., RENNINGS, K. (2000): Determinants of Environmental Product and Process Innovation – Evidence from the Mannheim Innovation Panel and a Follow-Up Telephone Survey. – In: HEMMELSKAMP, J., RENNINGS, K., LEONE, F. (Hrsg.): Innovation-Oriented Environmental Regulation. – Heidelberg, New York: Springer [Physica]. – ZEW Economic Studies Bd. 10. – S. 331–346.

COHEN, M. J. (1998): Science and the Environment: Assessing Cultural Capacity for Ecological Modernization. – Public Understanding of Science 7 (2), 149–167.

COHEN, W. M. (1995): Empirical Studies of Innovative Activity. – In: Stoneman, P. (Hrsg.): Handbook of the Economics of Innovation and Technological Change. – Oxford, UK & Cambridge, USA: Blackwell. – S. 182–263.

COHEN, W. M., LEVIN, R., MOWERY, D. (1987): Firm Size and R&D Intensity: A Re-Examination. – Journal of Industrial Economics Jg. 35, 542–565.

CONRAD, J. (Hrsg.) (1998): Environmental Management in European Companies. Success and Evaluation. – Amsterdam: Gordon and Breach.

CRÉPON, B., DUGUET, E., MAIRESSE, J. (1998): Research, Innovation, and Productivity: An Econometric Analysis at the Firm Level. – Cambridge, MA.: National Bureau of Economic Research (NBER). – NBER Working Paper No. W6696. – 43 S. – www.papers.nber.org/papers/w6696 (abstract).

DEILMANN, B. (1995): Wissens- und Technologietransfer als regionaler Innovationsfaktor. – Dortmund: Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur. – 121 S.

DODGESON, M., ROTHWELL, R. (Hrsg.) (1994): The Handbook of Industrial Innovation. – Brookfield: Elgar. – 453 S.

DOSI, G. (1988): Sources, Procedures, and Microeconomic Effects of Innovation. – Journal of Economic Literature Jg. 6, 1120–1171.

DREZNER, D. W. (2001): Globalization and Policy Convergence. – The International Studies Review 3 (1), 53–78.

ELISTE, P., FREDRIKSSON, P.G. (1998): Does Open Trade Result in a Race to the Bottom? Cross-Country Evidence. – Washington, D. C.: World Bank.

ESI (Environmental Sustainability Index) (2001): An Initiative of the Global Leaders of Tomorrow Environmental Task Force. – World Economic Forum, Annual Meeting 2001. – Davos.

Europäische Kommission (2001): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen zum Sechsten Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft für die Umwelt 'Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand'. – Brüssel: Kommission der Europäischen Gemeinschaften. – KOM (2001) 31 endgültig.

FAUCHEUX, S. (2000): Environmental Policy and Technological Change; Towards Deliberative Governance. – In: HEMMELSKAMP, J., RENNINGS, K., LEONE, F. (Hrsg.): Innovation-Oriented Environmental Regulation. Theoretical Approaches and Empirical Analysis. – Heidelberg, New York: Physica. – S. 153–171.

FLEISCHER, M., KELM, S., PALM, D. (2000): Regulation and Innovation in the Chemical Industry. – Brüssel u.a.: ECSC-EEC-EAEC. – Technical Report Series/Institute for Prospective Technological Studies. – Report-Nr.: EUR 19735 EN.

FOLJANTY-JOST, G. (1997): Die Bedeutung Japans für die vergleichende Umweltpolitikforschung – vom Modell zum Auslaufmodell? – In: MEZ, L., WEIDNER, H. (Hrsg.): Umweltpolitik und Staatsversagen. – Berlin: Edition Sigma. – S. 314–322.

GEORG, S., ROPKE, I., JORGENSEN, U. (1992): Clean Technology – Innovation and Environmental Regulation. – Environmental and Resource Economics 2 (6), 533–550.

GILBERT, R. J., NEWBERY, D. M. G. (1982): Preemptive Patenting and the Persistence of Monopoly. – American Economic Review 72 (3), 514–526.

GREEN, K., McMEEKIN, A., IRWIN, A. (1994): Technological Trajectories and R&D for Environmental Innovation in UK Firms. – Futures 26 (10), 1047–1059.

HAJER, M. A. (1995): The Politics of Environmental Discourse – Ecological Modernization and the Policy Process. – Oxford: Oxford University Press.

HARABI, N. (1997): Determinanten des technischen Fortschritts auf Branchenebene: Ein Überblick. – ZEW Discussion Paper Nr. 97-03 D. – 42 S.

HAUFF, M. von (1998): Der Markt für Umwelttechnik. – Das Wirtschaftsstudium H. 1, 78–83.

HEMMELSKAMP, J. (1999a): Umweltpolitik und technischer Fortschritt. Eine theoretische und empirische Untersuchung der Determinanten von Umweltinnovationen. – Heidelberg: Springer. – 302 S.

HEMMELSKAMP, J. (1999b): Der Einfluß der Umweltpolitik auf das Innovationsverhalten – eine ökonometrische Untersuchung. – Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 22 (1), 33–66.

HEMMELSKAMP, J. (2000): Environmental Taxes and Standards: An Empirical Analysis of the Impact on Innovation. – In: HEMMELSKAMP, J., RENNINGS, K., LEONE, F. (Hrsg.): Innovation-Oriented Environmental Regulation. – ZEW Economic Studies Bd. 10. – Heidelberg, New York: Springer [Physica]. – S. 303–329.

HETTIGE, H., HUQ, M., PARGAL, S., WHEELER, D. (1996): Determinants of Pollution Abatement in Developing Countries: Evidence from South and South East Asia. – World Development 24 (12), 1891–1904.

HUBER, J. (1985): Die Regenbogengesellschaft. Ökologie und Sozialpolitik. – Frankfurt a.M.: Fischer. – 280 S.

JACOB, K. (1999): Innovationsorientierte Chemikalienpolitik. Politische, soziale und ökonomische Faktoren des verminderten Gebrauchs gefährlicher Stoffe. – München: Herbert Utz. – 301 S.

JACOB, K., JÄNICKE, M. (1998): Ökologische Innovationen in der chemischen Industrie: Umweltentlastung ohne Staat? – Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 21 (4), 519–547.

JAFFE, A. B., PALMER, K. (1996): Environmental Regulation and Innovation: A Panel Data Study. – Cambridge, MA.: National Bureau of Economic Research. – 42 S. – NBER Working Paper Nr. W5545. – www.papers.nber.org/papers/w5545 (abstract).

JÄNICKE, M. (1979): Wie das Industriesystem von seinen Missständen profitiert. – Opladen: Westdeutscher Verlag. – 129 S.

JÄNICKE, M. (1984): Umweltpolitische Prävention als ökologische Modernisierung und Strukturpolitik. – Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin. – IIUG/dp.84–1.

JÄNICKE, M. (2000): Ökologische Modernisierung als Innovation und Diffusion in Politik und Technik: Möglichkeiten und Grenzen eines Konzepts. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 13 (3–4), 281–297.

JÄNICKE, M., BINDER, M., MÖNCH, H. (1997): 'Dirty Industries': Patterns of Change in Industrial Countries. – Environmental and Resource Economics 9 (4), 467–491.

JÄNICKE, M., BLAZEJCZAK, J., EDLER, D. HEMMELSKAMP, J. (2000): Environmental Policy and Innovation: an International Comparison of Policy Frameworks and Innovation Effects. – In: HEMMELSKAMP, J., RENNINGS, K., LEONE, F. (Hrsg.): Innovation-Oriented Environmental Regulation. – ZEW Economic Studies Bd. 10. – Heidelberg, New York: Springer [Physica]. – S. 125–152.

JÄNICKE, M., JACOB, K. (2001): Ecological Modernisation and the Creation of Lead Markets. – Paper presented at the Conference „Environmental Innovation Systems“, Grainau, 27.–29. September 2001. – Manuskript.

JÄNICKE, M., WEIDNER, H. (Hrsg.) (1995): Successful Environmental Policy – A Critical Evaluation of 24 Cases. – Berlin: Edition Sigma. – 411 S.

JÄNICKE, M., WEIDNER, H. (Hrsg.) (in coll. with JÖRGENS, H.) (1997): National Environmental Policies: A Comparative Study of Capacity-Building. – Berlin u. a.: Springer. – 320 S.

KEMP, R. (1997): Environmental Policy and Technical Change. A Comparison of the Technological Impact of Policy Instruments. – Cheltenham (UK), Brookfield (US): Edward Elgar.

KEMP, R., SMITH, K., BECHER, G. (2000): How Should We Study the Relationship between Environmental Regulation and Innovation? – In: HEMMELSKAMP, J., RENNINGS, K., LEONE, F. (Hrsg.): Innovation-Oriented Environmental Regulation. Theoretical Approaches and Empirical Analysis. – Heidelberg, New York: Springer [Physica]. – S. 43–66.

KERN, K., JÖRGENS, H., JÄNICKE, M. (1999): Die Diffusion umweltpolitischer Innovationen. Ein Beitrag zur Globalisierung von Umweltpolitik. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 23 (4), 507–546.

KLEMMER, P., LEHR, U., LÖBBE, K. (Hrsg.) (1999): Umweltinnovationen. Anreize und Hemmnisse. – Berlin: Analytica. – 166 S.

KLEVORICK, A. K., LEVIN, R., NELSON, R., WINTER, S. (1995): On the Sources and Significance of Inter-Industry Differences in Technological Opportunities. – Research Policy 24 (2), 185–205.

KOHLER-KOCH, B. (Hrsg.) (1998): Regieren in entgrenzten Räumen. – Opladen: Westdeutscher Verlag. – Politische Vierteljahresschrift: Sonderheft 29. – 380 S.

LOW, P. (Hrsg.) (1992): International Trade and the Environment. – Washington, D. C.: World Bank. – World Bank Discussion Papers 159.

LÜBBE-WOLFF, G. (2000): Ist das Umweltrecht zu technikorientiert? – www.jura.uni-bielefeld.de/luebbe-wolffweb/technik.htm (Zugriff im April 2002).

MEYER-KRAHMER, F. (1999): Was bedeutet Globalisierung für Aufgaben und Handlungsspielräume nationaler Innovationspolitiken? – In: GRIMMER, K., KUHLMANN, S., MEYER-KRAHMER, F. (Hrsg.): Innovationspolitik in globalisierten Arenen. – Opladen: Leske + Budrich. – S. 43–74.

MICHAELIS, P. (1996): Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik: Eine anwendungsorientierte Einführung. – Heidelberg: [Springer Physica]. – 190 S.

Ministry of Environment [Südkorea] (1995): Korea's Green Vision 21. – Kwacheon: Eigenverlag.

Ministry of Environment [Schweden] (1996): Our Environment. – Stockholm: Eigenverlag.

MOL, A. P. J., SONNENFELD, D. A. (Hrsg.) (2000): Ecological Modernisation around the World. Perspectives and Critical Debates. – London, Portland (OR): Frank Cass. – 300 S.

MOL, A. P. J., SPAARGAREN, G. (2000): Ecological Modernisation Theory in Debate: A Review. – In: MOL, A. P. J., SONNENFELD, D.A. (Hrsg.): Ecological Modernisation around the World. – London, Portland (OR): Frank Cass, S. 17–49.

MURPHY, J., GOULDSON, A. (2000): Environmental Policy and Industrial Innovation: Integrating Environment and Economy through Ecological Modernisation. – GEOFORUM 31, 33–44.

NELSON, R. R., WINTER, S. G. (1982): An Evolutionary Theory of Economic Change. – Cambridge, MA: Belknap. – 437 S.

OBERTHÜR, S., OTT, H. (1999): The Kyoto Protocol: International Climate Policy for the 21st Century. – Berlin u.a.: Springer.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1993): Proposed Standard Practice for Surveys of Research and Experimental Development. – Frascati Manual. – Paris: OECD. – 261 S.

OECD (1999a): Managing National Innovation Systems. – Paris: OECD.

OECD (1999b): Technology and Environment: Towards Policy Integration. – Unclassified paper. – Paris: OECD.

PALMER, K., OATES, W.E., PORTNEY, P. R. (1995): Tightening Environmental Standards: The Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm? – Journal of Economic Perspectives 9 (4), 119–132.

PATEL, P., PAVITT, K. (1995): Patterns of Technological Activity: Their Measurement and Interpretation. – In: STONEMAN, P. (Hrsg.): Handbook of the Economics of Innovation and Technological Change. – Oxford (UK) & Cambridge (USA): Blackwell. – 583 S.

PORTER, M. E. (1991): Nationale Wettbewerbsvorteile. Erfolgreich konkurrieren auf dem Weltmarkt. – München: Knauer.

PORTER, M. E., VAN DER LINDE, C. (1995): Green and Competitive: Ending the Stalemate. – Harvard Business Review, September–October, 120–134.

REINGANUM, J. F. (1983): Uncertain Innovation and the Persistence of Monopoly. – American Economic Review Jg. 73, 741–748.

RENNINGS, K. (1999): Bausteine einer Umweltinnovationstheorie und -politik – Neoklassische und evolutionsökonomische Perspektiven. – In: RENNINGS, K. (Hrsg.): Innovation durch Umweltpolitik. – Baden-Baden: Nomos. – ZEW Wirtschaftsanalysen Bd. 36. – S. 15–46.

RICHARDSON, J. J. (Hrsg.) (1982): Policy Styles in Western Europe. – London: Allen and Unwin.

ROSE, R. (1993): Lesson-Drawing in Public Policy. A Guide to Learning across Time and Space. – Chatham (NJ): Chatham House.

ROTHWELL, R. (1992): Industrial Innovation and Government Environmental Regulation: Some Lessons from the Past. – Technovation 12 (7), 447–458.

SCHARPF, F. W. (1998): Die Problemlösungsfähigkeit der Mehrebenenpolitik in Europa. – In: KOHLER-KOCH, B. (Hrsg.): Regieren in entgrenzten Räumen. –

Sonderheft 29 der PVS. – Opladen: Westdeutscher Verlag. – S. 121–144.

SIMONIS, U. E. (1985): Ökologische Orientierung der Ökonomie. – In: JÄNICKE, M., SIMONIS, U.E., WEIGMANN, G. (Hrsg.): Wissen für die Umwelt. – Berlin: De Gruyter. – S. 215–236.

SPD (Sozialdemokratische Partei Deutschlands) (1998). Aufbruch und Erneuerung – Deutschlands Weg ins 21. Jahrhundert. – Koalitionsvereinbarung zwischen der SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. – Bonn, 20. Oktober 1998.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1978): Umweltgutachten 1978. – Stuttgart: Kohlhammer.

STEVENS, C. (2000): OECD Programme on Technology and Sustainable Development. – In: HEMMELSKAMP, J., RENNINGS, K., LEONE, F. (Hrsg.): Innovation-Oriented Environmental Regulation. Theoretical Approaches and Empirical Analysis. – Heidelberg, New York: Springer [Physica]. – S. 29–42.

STEWART, R. B. (1993): Environmental Regulation and International Competitiveness. – The Yale Law Journal Jg. 102, 259–275.

STURM, A., WACKERNAGEL, M., MÜLLER, K. (2000): The Winners and Losers in Global Competition. Why Eco-Efficiency Reinforces Competitiveness. A Study of 44 Nations. – Chur/Zürich: Rüegger. – 85 S.

TAISTRA, G. (2000): Die Porter-Hypothese zur Umweltpolitik. – Wiesbaden: Deutscher Universitätsverlag. – 257 S.

TIROLE, J. (1995): Industrieökonomik. – München u. a.: Oldenbourg. – 1073 S.

VEUGELERS, R. (1997): Internal R&D Expenditures and External Technology Sourcing. – Research Policy 26 (3), 303–315.

UNICE (Union of Industrial and Employers' Confederations of Europe) (2001) European Industry Views on EU Environmental Policy Making for Sustainable Development. – Brüssel: UNICE.

VOGEL, D. (1995): Trading Up. Consumer and Environmental Regulation in a Global Economy.– Cambridge (MA): Harvard University Press.

WALLACE, D. (1995): Environmental Policy and Industrial Innovation. Strategies in Europe, the USA and Japan.– London: Earthscan. – 282 S.

WEALE, A. (1992): The New Politics of Pollution. – Manchester, New York: Manchester University Press.

World Economic Forum (2000): Global Competitiveness Report 2000. – New York: Oxford University Press. – 352 S.

YOUNG, S. C. (2000): The Emergence of Ecological Modernisation. Integrating the Environment and the Economy? – London, New York: Routledge. – 261 S.

ZIMMERMANN, K., HARTJE, V., RYLL, A. (1990): Ökologische Modernisierung der Produktion. Strukturen und Trends. – Berlin: Edition Sigma. – 249 S.

ZIMMERMANN, H., WOHLTMANN, M., HANSJÜRGENS, B. (1996): Umweltabgaben und Innovationen. – Berlin: Analytica. –128 S.

Kapitel 2.3

ASU/UNI (Arbeitsgemeinschaft selbständiger Unternehmer e.V./Unternehmerinstitut e.V.) (1997): Öko-Audit in der mittelständischen Praxis. Evaluierung und Ansätze für eine Effizienzsteigerung von Umweltmanagementsystemen in der Praxis. – UNI/ASU-Umweltmanagementbefragung. – Bonn: ASU/UNI.

AUCOTT, M. (1996): Toxic Release Inventory (TRI) – Umweltberichterstattung in den USA. Chance oder Risiko. – Ökologisches Wirtschaften H. 3/4, 7–8.

BAAKE, R. (1999): Grußwort zur 22. Jahrestagung der Gesellschaft für Umweltrecht. – In: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Gemeinschaftsrechtliche Einwirkungen auf den innerstaatlichen Rechtsschutz im Umweltrecht: Dokumentationsband der 22. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e. V. – Berlin: Erich Schmidt. – S. 13–20.

BAER, S. (2002): Die Konstruktion des „Bürgers" im Verwaltungsrecht. – Tübingen: J.C.B. Mohr (Paul Siebeck).

BANKERT, K., JOHANNES, M., KLETTE, M. et al. (1998): Öko-Audit in Sachsen-Anhalt. – Endbericht zum BMBF-Forschungsprojekt FKZ 1708096, Oktober 1998. – Graudruck.

BARTRAM, B. (1998): Ablauf, Kriterien und Tiefe der internen Umweltbetriebsprüfung. – In: EWER, W., LECHELT, R., THEUER, A.: Handbuch Umweltaudit. – München: C.H. Beck´sche Verlagsbuchhandlung. – S. 75–89.

BAUMAST, A., PAPE, J. (Hrsg.) (2001): Betriebliches Umweltmanagement. Theoretische Grundlagen und Praxisbeispiele. Stuttgart: Ulmer.

BDI (Bundesverband der Deutschen Industrie e.V.) (2000): Freiwillige Vereinbarungen und Selbstverpflichtungen. Selbstverpflichtungen und Vereinbarungen im Umweltschutz. Bestandsaufnahme freiwilliger Selbstverpflichtungen und Vereinbarungen im Umweltschutz (Stand: Juli 2000). – Berlin: BDI.

BECKER, Y. (2002): Gemeinschaftsrechtliche Zulässigkeit staatlicher Produktinformationen und -empfehlungen. – Europarecht 37 (3) (im Erscheinen).

BLUME, H. (1999): Erfahrungen zur Verbandsklage in den USA. – In: ZSCHIESCHE, M. (Hrsg.): Die Verbandsklage kommt. Erfahrungen und Perspektiven zur Verbandsklage im Umwelt- und Naturschutzrecht. Dokumentation der Tagung vom 22.01.1999 in Berlin. – Berlin: Unabhängiges Institut für Umweltfragen e. V. – S. 15–21.

BLUME, H., SCHMIDT, A., ZSCHIESCHE, M. (2001): Verbandsklagen im Umwelt- und Naturschutz in Deutschland im Zeitraum 1997–1999 – eine empirische Untersuchung. – Berlin: Unabhängiges Institut für Umweltfragen e.V. – 70 S.

BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2000): Stellungnahme zum Entwurf des Berichts (GD (SANCO)/1101/99-MR Entwurf (30.11.99)) über einen Kontrollbesuch des Lebensmittel- und Veterinäramtes der Europäischen Kommission in Deutschland vom 11. bis 15. Oktober 1999 im Hinblick auf die Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. – Bonn: BMELF. – Internet: www.europa.eu.int/comm/food/fs/inspections/fnaoi/reports/organic_farming/germany/fnaoi_rep_germ_1101-1999cm_de.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

BMI (Bundesministerium des Innern) (2001): Entwurf eines Informationsfreiheitsgesetzes (IFG). – Berlin: BMI.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1994): Denkschrift für ein Umweltgesetzbuch. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – 123 S.

BMU (Hrsg.) (1998): Umweltgesetzbuch (UGB-KomE). Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Berlin: Duncker & Humblot. – 1725 S.

BMU/UBA (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2000): Umweltbewußtsein in Deutschland. – Berlin: BMU. – 81 S.

BMU (2001): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Ausarbeitung bestimmter umweltbezogener Pläne und Programme und zur Änderung der Richtlinien 85/337/EWG und 96/61/EG des Rates. Deutsche Änderungsvorschläge zum Vorschlag der Kommission vom 18. Januar 2001, v. 28. Februar 2001, Az. G I 4 – 42120-6/1. Unveröffentlicht.

BÖHM, M. (1996): Der Normmensch. Materielle und prozedurale Aspekte des Schutzes der menschlichen Gesundheit vor Umweltschadstoffen. – Tübingen: J.C.B. Mohr (Paul Siebeck).

BÖHM, M. (1997): Information, Empfehlung und Warnung als Instrumente des Umweltrechts. – Juristische Arbeitsblätter 1997, 794–799.

BOHNE, E. (1999): Langfristige Entwicklungstendenzen im Umwelt- und Technikrecht. – In: SCHMIDT-AßMANN, E., HOFFMANN-RIEM, W. (Hrsg.): Strukturen des Europäischen Verwaltungsrechts. – Baden-Baden: Nomos. – S. 217–278.

BOHNE, E., WAGNER, H., RITTER, J., SELB, P. (1999): Öko-Audit und Deregulierung im innerstaatlichen Recht auf Gesetzes- und Vollzugsebene nach der Verordnung (EWG) 1836/93. – Forschungsbericht 29718086 im Auftrag des Umweltbundesamtes, August 1999. Unveröffentlicht.

BORA, A. (1999): Differenzierung und Inklusion. Partizipative Öffentlichkeit im Rechtssystem moderner Gesellschaften. – Baden-Baden: Nomos.

BREUER, R. (1993): Entwicklungen des europäischen Umweltrechts – Ziele, Wege und Irrwege. – Berlin: Walter de Gruyter & Co.

BUGDAHN, S. (2001): Developing Capacity Against Tradition: The Implementation of the EU Environmental Information Directive in Germany, Great Britain and Ireland. – Dissertation am Europäischen Hochschulinstitut, Florenz.

Consumers International (1999a): Green labels. Consumer interests and transatlantic trade tensions in eco-labelling. – London: Consumers International. – Internet: www.consumersinternational.org/campaigns/environment/Green_labels.pdf (letzter Zugriff im April 2002).

Consumers International (1999b): Green claims. Environmental claims on products and packaging in the shops: An international study. – London: Consumers International. – Internet: www.consumersinternational.org/green_claims.pdf (letzter Zugriff im April 2002).

DI FABIO, U. (1997): Information als hoheitliches Gestaltungsmittel. – Juristische Schulung 1997, 1–7.

DOSCH, T. (2000): Öko-Prüfzeichen und jetzt? – Bioland H. 1, 44–45.

EPINEY, A., SCHEYLI, M. (2000): Die Aarhus-Konvention. Rechtliche Tragweite und Implikationen für das schweizerische Recht. – Fribourg.

EPINEY, A., SOLLBERGER, K., DO CANTO LAGIDO, P., MOSTERS, R. (2002): Zugang zu Gerichten und gerichtliche Kontrolle im Umweltrecht. Rechtsvergleich, völker- und europarechtliche Vorgaben und Perspektiven für das deutsche Recht. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – UBA-Berichte Band 1/02. – 536 S.

Europäische Kommission (1993): Entscheidung der Kommission vom 13. Mai 1993 zur Aufstellung von Leitlinien für die Feststellung von Gebühren im Zusammenhang mit dem EG-Umweltzeichen (93/326/EWG). – ABl. EG 1993, Nr. L 129/23.

Europäische Kommission (1997): Entscheidung (97/129/EG) vom 28. Januar 1997 zur Festlegung eines Kennzeichnungssystems für Verpackungsmaterialien gemäß der Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Verpackungen und Verpackungsabfälle. – ABl. EG 1997, Nr. L 50/48.

Europäische Kommission (1999): Report on a mission carried out in Germany from 11 to 15 October 1999 in the field of Application of Council Regulation (EEC) 2092/91 on organic farming in Germany, DG(SANCO)/1101/99-

MR Final. – Internet: www.europa.eu.int/comm/food/fs/inspections/fnaoi/reports/organic_farming/germany/fnaoi_rep_germ_1101-1999_en.pdf (letzter Zugriff im April 2002).

Europäische Kommission (2000a): Entscheidung der Kommission vom 10. November 2000 zur Festlegung der Bearbeitungs- und Jahresgebühren für die Verwendung des gemeinschaftlichen Umweltzeichens (2000/728/EG). – ABl. EG 2000, Nr. L 293/18.

Europäische Kommission (2000b): Entscheidung der Kommission vom 17. Juli 2000 über den Aufbau eines Europäischen Schadstoffemissionsregisters (EPER) gemäß Artikel 15 der Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IPPC) (2000/479/EC). – Abl. EG 2000, Nr. L 192/36.

Europäische Kommision (o.J.): Outline of a possible Community approach in the area of Green Claims – consultation document. – Internet: www.europa.eu.int/comm/consumers/policy/developments/envi_clai/envi_clai01_en.html (letzter Zugriff im April 2002).

EWER, W. (2000): Der Umweltgutachterausschuß. Die Einbeziehung Privater in verselbständigte Verwaltungsträger. – Baden-Baden: Nomos. – 365 S.

EWER, W. (2001): Rechtliche Rahmenbedingungen der Substituierbarkeit behördlicher Kontrollmaßnahmen durch erfolgreiche Teilnahme am EMAS-System. – In: DOLDE, K.-P. (Hrsg.): Umweltrecht im Wandel. Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht (GfU). – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 353–378.

FLANDERKA, F. (1999): Verpackungsverordnung. Kommentar. – Heidelberg: C.F. Müller Verlag.

FLÜCKINGER, A., MORAND, C.-A., TANQUEREL, T. (2000), Evaluation du droit de recours des organisations de protection de l´environnement. – Bern: Office fédéral de l´environnement, des forêts et du paysage.

FREIMANN, J. (1997): Umwelterklärungen: Informatorische Öffnung im Rahmen des EU-Öko-Audit-Systems – Ergebnisse einer empirischen Analyse. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung Jg. 10, 187–197.

FREIMANN, J., SCHWADERLAPP, R. (1995): Öko-Audit: „Grüner Punkt“ für Unternehmen? – Umweltpolitische Aspekte einer ersten empirischen Studie. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung Jg. 8, 485–496.

FÜGER, R. (1993): Umweltbezogene Werbung. – Frankfurt a.M. u. a.: Peter Lang.

FÜHR, M. (1999), Institutionelle Bedingungen zur Förderung proaktiver Strategien. Vergleichende Ansätze im Bereich des Umweltverhaltens von Unternehmen. – Sofia-Studien zur Institutionenanalyse Nr. 99-1.

GOPPEL, T. (1996): Umweltaudit und Deregulierung am Beispiel des Umweltpakts Bayern. – In: Deutscher Industrie- und Handelstag (Hrsg.): Umwelt-Audit. Ein Jahr Umweltmanagement- und -betriebsprüfungssystem. Zwischenbilanz und Ausblick. – Dokumentation einer Diskussionsveranstaltung vom 3. Juni 1996. – Bonn: DIHT.

GRUBE, C. (1997): Verbraucherschutz durch Lebensmittelkennzeichnung? Eine Analyse des deutschen und europäischen Lebensmittelkennzeichnungsrechts. – Berlin u.a.: Springer.

GURLIT, E. (1990): Akteneinsicht in den Vereinigten Staaten. – In: WINTER, G. (Hrsg.): Öffentlichkeit von Umweltinformationen. Europäische und nordamerikanische Rechte und Erfahrungen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 511–552.

GURLIT, E. (1991): Die Beteiligung der Öffentlichkeit am Verfahren der Pestizidzulassung. – In: REHBINDER, E. (Hrsg.): Bremer Kolloquium über Pflanzenschutz (Tagungsband). – Düsseldorf: Werner Verlag. – S. 182–201.

GUSY, C. (2000): Verwaltung durch Information. Empfehlungen und Warnungen als Mittel des Verwaltungshandelns. – Neue Juristische Wochenschrift Jg. 53, 977–986.

HÄßLER, R.-D., MAHLMANN, I., SCHOENHEIT, I. (1998): Erfolgskontrolle Umweltzeichen/Assessing the Success of the German Eco-label. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 61/98.

HAMM, U., MICHELSEN, J. (2000): Die Vermarktung von Ökolebensmitteln in Europa. – Ökologie & Landbau H. 1, 31–38.

HARTWIG, H. (1999): Das Verhältnis von Werbung und Umwelt und seine wettbewerbsrechtlichen Grenzen. – Berlin: Duncker & Humblot.

HEINELT, H., MALEK, T. (1999): Öko-Audits in deutschen Betrieben. Zum Ausmaß und zu den Hintergründen einer Erfolgsstory – auf der Basis einer schriftlichen Befragung. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 22 (4), 541–566.

HEINELT, H., TÖLLER, A. (1999): Vom Fremdzwang zum Selbstzwang. Zur Praxis von Öko-Audits in Deutschland. – Zeitschrift für Rechtssoziologie, H. 1, 82–104.

HIPPEL, E. v. (2001): Präventiver Verbraucherschutz: Vorbeugen ist besser als Heilen. – Aus Politik und Zeitgeschichte, H. B24, 16–22.

HORNEFFER, D. (2001): Bemerkungen zur neuen EG-Umweltaudit-Verordnung. – Zeitschrift für Umweltrecht, 12 (6), 361–368.

IÖW (Institut für ökologische Wirtschaftsforschung GmbH) (1999a): Label für nachhaltige Produkte. Bewertung von Umweltkennzeichnungen. – Herausgegeben vom Bundsverband für Umweltberatung e.V. – November 1999.

IÖW (Institut für ökologische Wirtschaftsforschung GmbH) (1999b): Europäisches Umweltzeichen in Deutschland. Erarbeitung von Empfehlungen zur Akzeptanzerhöhung. – Untersuchung im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Berlin: IÖW. Unveröffentlichtes Manuskript.

JACOBY, C. (2000): Die Strategische Umweltprüfung (SUP) in der Raumplanung. Instrumente, Methoden und Rechtsgrundlagen für die Bewertung von Standortalternativen in der Stadt- und Regionalplanung. – Berlin: Erich Schmidt Verlag.

JARASS, H. D. (1993): Der Vollzug von Umweltrecht in den USA. – Natur und Recht 15 (5), 197–202.

JARASS, H. D. (2000): Europäisierung des Planungsrechts, Deutsches Verwaltungsblatt H. 13, 945–952.

KAISER, A. (1996): Ökologiebezogene Produktkennzeichnung – Entstehung, Hintergrund, Anforderungen. – Dissertation am FB Wirtschaftswissenschaften der Universität Kassel.

KARL, H., ORWAT, C. (1999/2000): Economic Aspects of Environmental Labelling. – In: FOLMER, H., TIETENBERG, T. (Hrsg.): The International Yearbook of Environmental and Resource Economics. – Cheltenham, Northampton: Edward Elgar. – S. 107–170.

KARL, H., ORWAT, C. (2000/2001): Environmental Marketing and Public Policy. – In: FOLMER, H., TIETENBERG, T. (Hrsg.): The International Yearbook of Environmental and Resource Economics. – Cheltenham-Northampton: Edward Elgar. – S. 363–395.

KERN, K., KISSLING-NÄF, I., LANDMANN, U. et al. (2001): Policy Convergence and Policy Diffusion by Governmental and Non-Governmental Institutions – An International Comparison of Eco-labeling Systems. – Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung (WZB). – Discussion Paper FS II 01-305. – 68 S.

KIEFER, G. (2000): Das deutsche Umweltzeichen aus wettbewerbsrechtlicher Sicht – eine Untersuchung am Maßstab des § 3 UWG. – Baden-Baden: Nomos.

KLINSKI, S. (1999): Alternativen umweltbezogener Klagerechte, in: ZSCHIESCHE, M. (Hrsg.): Die Verbandsklage kommt. Erfahrungen und Perspektiven zur Verbandsklage im Umwelt- und Naturschutzrecht. Dokumentation der Tagung vom 22.01.1999 in Berlin. – Berlin: Unabhängiges Institut für Umweltfragen e. V. – S. 22–35.

KLOEPFER, M., BRÖCKER, K. (2000): Umweltaudit und Umweltrechtskonformität. – Umwelt- und Planungsrecht 20 (9), 335–339.

KNEBEL, J., WICKE, L., MICHAEL, G. (1999): Selbstverpflichtungen und normersetzende Umweltverträge als Instrumente des Umweltschutzes. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – UBA-Berichte 5/99.

KNOPP, L., EBERMANN-FINKEN, R. (2000): Novellierung der EG-Umwelt-Audit-Verordnung (EMAS II). – Europäisches Wirtschafts- und Steuerrecht 11 (8), 329–341.

KOKOTT, J., LEE, L.-F. (1999): Die Verbandsklage im deutschen und US-amerikanischen Umweltrecht – unter besonderer Berücksichtigung des Reformvorschlags im UGB-Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission. – Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts 198, 215–252.

KOM (2000) 839 endgültig: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Ausarbeitung bestimmter umweltbezogener Pläne und Programme und zur Änderung der Richtlinien 85/337/EWG und 96/61EG des Rates, vom 18.1. 2001.

KOM (2001) 68 endgültig: Grünbuch zur integrierten Produktpolitik, vom 7.2.2001.

KOM (2001) 88 endgültig: Weißbuch: Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik, vom 27.2.2001.

KOM (2001) 274 endgültig: Interpretierende Mitteilung der Kommission über das auf das Öffentliche Auftragswesen anwendbare Gemeinschaftsrecht und die Möglichkeiten zur Berücksichtigung von Umweltbelangen bei der Vergabe öffentlicher Aufträge, vom 4. Juli 2001. – Internet: www.europa.eu.int/eur-lex/de/com/cnc/2001/com2001_0274de01.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

KRÄMER, L. (1999): The Citizen in the Environment – Acces to Justice. – Resource Management Journal 7 (3), 1–20.

KUCKARTZ, U. (1998): Umweltbewußtsein und Umweltverhalten. – Berlin u.a.: Springer.

KÜHLING, J., HERRMANN, N. (2000): Fachplanungsrecht. – 2. Aufl. – Düsseldorf: Werner Verlag.

LANDMANN, U. (1999): Nationale Umweltzeichen im Zuge der Globalisierung von Wirtschafts-, Umwelt- und Sozialpolitik. – Dissertation am Fachbereich Politik- und Sozialwissenschaft der Freien Universität Berlin. – Internet: www.darwin.inf.fu-berlin.de/1999/22/ (zuletzt aufgerufen im April 2002).

LANGERFELDT, M. (2001): Das novellierte Environmental Management and Audit Scheme (EMAS-II). – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht H. 5, 538–540.

LEGE, J. (1999): Nochmals: Staatliche Warnungen. Zugleich zum Paradigmenwechsel in der Grundrechtsdogmatik und zur Abgrenzung von Regierung und Verwaltung. – Deutsches Verwaltungsblatt 1999, 569–578.

LEITZKE, C. (1999): Die Anhörung beteiligter Kreise nach §§ 51 BImSchG, 60 KrW-AbfG, 17 Abs. 7 ChemG, 6 WRMG, 20 BodSchG: Funktionen, Merkmale, Verbesserungsmöglichkeiten. – Berlin: Rhombos Verlag.

LELL, O. (2001): Umweltbezogene Produktkennzeichnungen im deutschen, europäischen und internationalen Recht, unter besonderer Berücksichtigung von gentechnisch hergestellten Lebensmitteln und von Lebensmitteln aus ökologischer Landwirtschaft. – Unveröffentlichtes Manuskript.

LÜBBE-WOLFF, G. (1996): Modernisierung des Umweltordnungsrechts. Vollziehbarkeit – Deregulierung – Effizienz. – Bonn: Economica Verlag.

LÜBBE-WOLFF, G. (1997a): Die Beschleunigungsgesetze. – In: DALLY, A. (Hrsg.): Wirtschaftsförderung per Umweltrecht? – Loccumer Protokolle 5/97. – S. 88–113.

LÜBBE-WOLFF, G. (1997b): Stand und Instrumente der Implementation des Umweltrechts in Deutschland. – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Der Vollzug des europäischen Umweltrechts. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S.77–105.

LÜBBE-WOLFF, G. (1999): Recht und Moral im Umweltschutz. – 1. Aufl. – Baden-Baden: Nomos. – 49 S.

LÜBBE-WOLFF, G. (2000): Erscheinungsformen symbolischer Umweltpolitik. – In: HANSJÜRGENS, B., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Symbolische Umweltpolitik. – Frankfurt a.M.: Suhrkamp.

LÜBBE-WOLFF, G. (2001): Pragmatismus oder Moralismus beim Blauen Engel – Über eine Grundfrage der Vergabepraxis für das Umweltzeichen. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, Sonderheft für Rechtsanwalt Prof. Dr. Hermann Weber zum 65. Geburtstag am 10. November 2001, 32–35.

MASCHKE, H. (2000): Access to Environmental Information in the EU: The Revision of Directive 90/313/EEC. – elni Newsletter 2, 17–24.

MEFFERT, H., KIRCHGEORG, M. (1998), Marktorientiertes Umweltmanagement. – 3. Aufl. – Stuttgart: Schäffer-Poeschel.

MÜLLER, E. (2001): Grundlinien einer modernen Verbraucherpolitik. – Aus Politik und Zeitgeschichte H. B24, 6–15.

MURL NRW (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) (2000): Dauer von Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz bei den Bezirksregierungen und Staatlichen Umweltämtern. Auswertung der Jahresdaten 1995, 1997, 1998 und 1999 des ISA-Informationssystems der Staatlichen Umweltämter des Landes Nordrhein-Westfalen. – Düsseldorf: MURL. – Unveröffentlicht.

NEVELING, S. (2000): Produktinnovation durch Umweltzeichen. Eine vergleichende Analyse des deutschen und des europäischen Umweltzeichens. – Baden-Baden: Nomos.

NISSEN, U. (1999): Die EG-Öko-Audit-Verordnung. Determinanten ihrer Wirksamkeit. – Berlin: Duncker & Humblot.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1996a): Recommendation of the Council on Implementing Pollutant Release and Transfer Registers. – C(96)41/FINAL.

OECD (1996b): Pollutant Release and Transfer Registers (PRTRS). A Tool for Environmental Policy and Sustainable Development. Guidance Manual for Governments. – OECD/GD(96)32.

OECD (1999): Voluntary Approaches for Environmental Policy. An Assessment. – Paris: OECD.

OECD (2000): PRTR Implementation: Member Country Progress. – ENV/EPOC(2000)8/FINAL.

OSSENBÜHL, F. (1986): Umweltpflege durch behördliche Warnungen und Empfehlungen. – Köln u. a.: Carl Heymanns Verlag.

PAETOW, S. (1998), Kommentierung zu § 29 KrW-/AbfG. – In: KUNIG, P., PAETOW, S., VERSTEYL, L.-A. (Hrsg.): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. – München: Verlag C.H. Beck.

PREISENDÖRFER, P. (1999): Umwelteinstellungen und Umweltverhalten in Deutschland. Empirische Befunde und Analysen auf der Grundlage der Bevölkerungsumfragen „Umweltbewußtsein in Deutschland 1991–1998“. – Herausgegeben vom Umweltbundesamt. – Opladen: Leske + Budrich.

PRIEUR, M. (1998): Complaints and Appeals in the Area of Environment in the Member States of the European Union. Study for the Commission of the European Community. – Brüssel: Generaldirektion XI. – Unveröffentlichtes Manuskript.

PÜNDER, H. (1995): Exekutive Normsetzung in den Vereinigten Staaten von Amerika und der Bundesrepublik Deutschland. – Berlin: Duncker & Humblot.

REHBINDER, E., HEUVELS, K. (1998): Die EG-Öko-Audit-Verordnung auf dem Prüfstand. – Deutsches Verwaltungsblatt 1998, 1245–1255.

REICHARD, C., SCHUPPAN, T. (2000): Wie ernst ist es der Bundesregierung mit dem Thema „Aktivierender Staat“? Anmerkungen zum Konzept der Bundesregierung zur Staats- und Verwaltungsmodernisierung. – In: METZGER, E. (Hrsg.): Aktivierender Sozialstaat und Politisches Handeln. – Marburg: Schüren Verlag. – S. 81–97.

ROSSEN, H. (2000): Was darf man wissen? „Novel food“-Kennzeichnung und die Meinungsbildungsfreiheit des mündigen Marktbürgers. – In: ALBERS, M., HEINE, M., SEYFARTH, G. (Hrsg.): Beobachten – Entscheiden – Gestalten. Symposium zum Ausscheiden von Dieter Grimm aus dem BVerfG. – Berlin: Duncker & Humblot. – S. 37–78.

ROSSEN-STADTFELD, H. (2001): Kontrollfunktion der Öffentlichkeit – ihre Möglichkeiten und ihre (rechtlichen) Grenzen. – In: SCHMIDT-AßMANN, E., HOFFMANN-RIEM, W. (Hrsg.): Verwaltungskontrolle. Baden-Baden: Nomos. – S. 117–203.

ROSSNAGEL, A. (2001): Der Bürger im umweltrechtlichen Anlagenzulassungsverfahren. – In: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Umweltrecht im Wandel. Festschrift zum 25-jährigen Bestehen der Gesellschaft für Umweltrecht. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 997–1016.

SCHERER, J. (1978): Verwaltung und Öffentlichkeit. – Baden-Baden: Nomos.

SCHERZBERG, A. (2000): Die Öffentlichkeit der Verwaltung. Baden-Baden: Nomos.

SCHEYLI, M. (2000): Aarhus-Konvention über Informationszugang, Öffentlichkeitsbeteiligung und Rechtsschutz in Umweltbelangen. – Archiv des Völkerrechts Jg. 38, 217–252.

SCHILY, O. (2001): Politische Partizipation in der Informationsgesellschaft. – Rede beim Kongress „Internet – eine Chance für die Demokratie?“ am 03. Mai 2001 in Berlin. – Internet www.bundonline2005.de/de/infos/daten/r030501.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

SCHMIDT, A. (1998): Der Streit um die Verbandsklage. – Universität Greifswald. – AG Umwelt- und Naturschutzrecht am Lehrstuhl für Verwaltungs- und Verwaltungsprozeßrecht (Prof. Dr. E.V. Heyen). – Unveröffentlichtes Manuskript.

SCHNEIDER, V. (1999): Öko-Audit und Deregulierung im Immissionsschutzrecht. – Köln u.a.: Carl Heymanns Verlag.

SCHOCH, F. (1999): Individualrechtsschutz im deutschen Umweltrecht unter dem Einfluß des Gemeinschaftsrechts. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht H. 5, 457–576.

SOMMER, E. (1996): Öko-Audit und Substitution von Ordnungsrecht gemäß Umweltpakt Bayern. Ergebnisse eines Pilotprojekts. – Ausführungen von Dr. Ernst Sommer, Mitglied des Vorstandes und Vorsitzender des Umweltarbeitskreises der Bayerischen Chemieverbände, bei der Pressekonferenz am 10. September 1996 in der bayerischen Staatskanzlei in München. – Manuskript.

SPANNOWSKY, W. (2000): Rechts- und Verfahrensfragen einer „Plan-UVP“ im deutschen Raumplanungssystem. – Umwelt- und Planungsrecht H. 6, 201–210.

SPARWASSER, R. (2001): Gerichtlicher Rechtsschutz im Umweltrecht. – In: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Umweltrecht im Wandel. Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 1017–1054.

SPD und Bündnis 90/Die Grünen (1998): Aufbruch und Erneuerung – Deutschlands Weg ins 21. Jahrhundert. Koalitionsvereinbarung zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands und Bündnis 90/Die Grünen. – Bonn: SPD und Bündnis 90/Die Grünen. – 52 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 380 S.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

SRU (2001): Stellungnahme zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes. – Stand 2. Februar 2001. – Internet: www.umweltrat.de (zuletzt aufgerufen im April 2002).

STEGER, U., PREHN, M., RICHTER, G. (1998): Auswertung der Ergebnisse von Modellprojekten zur Umsetzung der EG-Umwelt-Audit-Verordnung. – In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltmanagement in der Praxis. Teilergebnisse eines Forschungsvorhabens (Teile I bis III) zur Vorbereitung der 1998 vorgesehenen Überprüfung des gemeinschaftlichen Öko-Audit-Systems. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 20/98, Teil I.

STEINBERG, R. (1999): Fortentwicklung des verwaltungsgerichtlichen Umweltschutzes. – Zeitschrift für Umweltrecht H. 3, 126–130.

STEVEN, M., LETMATHE, P. (1998): Auswertung von EMAS-Umwelterklärungen. – In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltmanagement in der Praxis. Teilergebnisse eines Forschungsvorhabens (Teile I bis III) zur Vorbereitung der 1998 vorgesehenen Überprüfung des gemeinschaftlichen Öko-Audit-Systems. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 20/98, Teil III.

UBA (Umweltbundesamt) (1999a): Infoblatt zum Umweltzeichen. Aktuelle Fakten und Daten. Stand: Oktober 1999. – Berlin: UBA.

UBA (1999b): EG-Umweltaudit in Deutschland. Erfahrungsbericht 1995 bis 1998. – Berlin: UBA.

UBA (2000): Auf Laubsauger und Laubblasgeräte möglichst verzichten. Gemeinsame Presse-Information des Bundesamtes für Naturschutz und des Umweltbundesamtes. – Berlin: Umweltbundesamt. – Presse-Info Nr. 41/2000.

UNECE (UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE) (2000): The Aarhus Convention. – United Nations: New York and Geneva. – Internet: http://www.unece.org/env/pp/acig.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

UNECE (UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE) (2001): Elements for a draft instrument on pollutant release and transfer registers. – Arbeitsgrundlage, Entwurf des Sekretariats des Committee on environmental policy, vom 26. Januar 2001. – CEP/WG.5/AC.2/2001/3. – Internet: www.unece.org/env/documents/2001/cep/wg5/ac2/cep.wg.5.ac.2.2001.3.e.pdf (Zugriff im Februar 2002).

VANSELOW, A. (2000): Eine Führung durch den Dschungel der Ökolabel (Umweltzeichen). – Internet: www.umweltzeichen.de (zuletzt aufgerufen im April 2002).

VERSCHUUREN, J., BASTMEJER, K., VAN LANEN, J. (2000): Complaint Procedures and Access to Justice for citizens and NGOs in the Field of the Environment within the European Union. Report to be discussed at the EU-Impel Workshop, 10 and 11 May, The Hague, Netherlands. – Den Haag: Ministerie van Volkshuising, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/impel/access_to_justice.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

VIEBROCK, J. (1995): Öffentlichkeit im Verfahren der Chemikalienkontrolle am Beispiel „PCP“. – Düsseldorf: Werner Verlag.

VÖLKER, J. (2000): Irreführende Umweltwerbung. Notwendigkeit einer wettbewerbsbezogenen und gemeinschaftsrechtskonformen Auslegung des lauterkeitsrechtlichen Irreführungsverbots am Beispiel umweltbezogener Werbeangaben. – Baden-Baden: Nomos.

WÄGENBAUR, B. (2001): Der Zugang zu EU-Dokumenten – Transparenz zum Anfassen. – Europäische Zeitschrift für Wirtschaftsrecht 22 (12), 680–685.

WAGNER, H., BUDDE, A. (1997): Erfahrungen mit dem Umwelt-Audit-System in Deutschland. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 8, 254–260.

WEGENER, B. (1998): Rechte des Einzelnen. Die Interessentenklage im europäischen Umweltrecht. – Baden-Baden: Nomos Verlagsgesellschaft.

WEGENER, B. (2000a): Umweltinformationsgesetz – Deutsche Geheimniskrämerei in europäischer Perspektive. – Europarecht Jg. 35, 227–236.

WEGENER, B. (2000b): Rechtsschutz für gesetzlich geschützte Gemeinwohlbelange als Forderung des Demokratieprinzips? – In: Humboldt Forum Recht – Die juristische Internet-Publikation an der Humboldt-Universität zu Berlin. – Beitrag 3-2000. – Internet: www. humboldt-forum-recht.de/3-2000 (zuletzt aufgerufen im April 2002).

WEHRSPAUN, M. (2000): UBA-Statement: Aktuelle Tendenzen der Umweltkommunikation. – In: LASS, W., REUSSWIG, F. (Hrsg.): Strategien zur Popularisierung des Leitbildes „Nachhaltige Entwicklung“ aus sozialwissenschaftlicher Perspektive. – Tagungsdokumentation. – Herausgegeben von der UNESCO-Verbindungsstelle im Umweltbundesamt. – Berlin: UBA. – S. 152–155.

WEHRSPAUN, M., SCHOEMBS, H. (2001): Die Kluft zwischen Umweltbewußtsein und -verhalten. Neun Erscheinungsformen eines Grundproblems. – In: Deutsche Gesellschaft für Umwelterziehung e.V. (Hrsg.): Fit für Nachhaltigkeit. Biologisch-anthropologische Grundlagen einer Bildung für nachhaltige Entwicklung. – Beilage zur Zeitschrift Politische Ökologie, H. 71. – S. III-IV.

WILRICH, T. (2000): Verbandsbeteiligung bei der Raumplanung. – Umwelt- und Planungsrecht 20 (10), 366–371.

WINKELMANN, C. (1992): Untersuchung der Verbandsklage im Umweltrecht im internationalen Vergleich (Forschungsbericht 10106031 im Auftrag des Umweltbundesamtes). – UBA-FB 104/36. – Unveröffentlichtes Manuskript (kurze Zusammenfassung in: Zeitschrift für Umweltrecht 1994, Jg. 5, 12–14).

WOEHRLING, J.-M. (1999): Rechtsschutz im Umweltrecht in Frankreich. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht H. 5, 502–506.

ZIEKOW, J. (2000): Klagerechte von Naturschutzverbänden gegen Maßnahmen der Fachplanung. – Verwaltungs-Archiv 91 (4), 483–506.

ZSCHIESCHE, M. (2001): Die Aarhus-Konvention – mehr Bürgerbeteiligung durch umweltrechtliche Standards. – Zeitschrift für Umweltrecht 12 (3), 177–183.

Kapitel 2.4

ALTMAN, M. (2001): When Green Isn´t Mean: Economic Theory and the Heuristics of the Impact of Environmental Regulations on Competitiveness and Opportunity Cost. – Ecological Economics Jg. 36, 31–44.

ANACKER, R. (1999): Vollzugserleichterungen im Immissionsschutzrecht durch Regelung der Landesverwaltungen im Zusammenhang mit dem EU-Öko-Audit. – Düsseldorf: Hans Böckler Stiftung. – Arbeitspapier U-12/1998. – Stand 2/1999.

BADER, P. (2000): Europäische Treibhauspolitik mit handelbaren Emissionsrechten. Empfehlungen für die Umsetzung der Kyoto-Verpflichtung vor dem Hintergrund US-amerikanischer Lizenzierungserfahrungen. – Berlin: Duncker & Humblot.

BOHNE, E., WAGNER, H., RITTER, J., SELB, P. (1999): Öko-Audit und Deregulierung im innerstaatlichen Recht auf Gesetzes- und Vollzugsebene nach der Verordnung (EWG) 1836/93. – Forschungsbericht 29718086 im Auftrag des Umweltbundesamtes, August 1999. – Unveröffentlicht.

BREUNUNG, L. (2000): Die Vollzugsorganisation als Entscheidungsfaktor des Verwaltungshandelns. Eine empirische Untersuchung zum „vereinfachten Genehmigungsverfahren nach dem BimSchG. – Baden-Baden: Nomos. – 240 S.

BREUNUNG, L. (2001): Umweltschutz unter dem Optimalitäts- und Effizienzpostulat. Die wohlfahrtsökonomische Konzeption in soziologischer Sicht. – In: GAWEL, E. (Hrsg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umweltnutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht. – Baden-Baden: Nomos. – S. 127–155.

CANSIER, D. (1996): Umweltökonomie. – Stuttgart: Fischer.

DIHT (Deutscher Industrie- und Handelstag) (1988): Dauer von Genehmigungsverfahren. Ergebnisse einer Umfrage im DIHT-Umweltausschuß. – Bonn: DIHT.– Unveröffentlicht.

DOSE, N. (1994): Ursachen für langandauernde Genehmigungsverfahren. – In: DOSE, N., HOLZNAGEL, B., WEBER, V. (Hrsg.): Beschleunigung von Genehmigungsverfahren. Vorschläge zur Verbesserung des Industriestandortes Deutschland. – Bonn: Economica. – S. 91–107.

ENDRES, A. (1994): Umweltökonomie: eine Einführung. – Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

ERBGUTH, W. (1999): Zur Vereinbarkeit der jüngeren Deregulierungsgesetzgebung im Umweltrecht mit dem Verfassungs- und Europarecht – am Beispiel des Planfeststellungsrechts. – Baden-Baden: Nomos. – 109 S.

Europäische Kommission (2001): Communication from the Commission. Simplifying and improving the regulatory environment, vom 5.12.2001. – COM (2001) 726 final.

EWER, W. (2001): Rechtliche Rahmenbedingungen der Substituierbarkeit behördlicher Kontrollmaßnahmen durch erfolgreiche Teilnahme am EMAS-System. – In: DOLDE, K.-P. (Hrsg.): Umweltrecht im Wandel. Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht (GfU). – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 354–378.

EWRINGMANN, D. (1999): Ökonomisch rationale Umweltpolitik – rechtswidrig? Die ökonomische Sicht. – In: GAWEL, E., LÜBBE-WOLFF, G., (Hrsg.): Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht. Konzepte, Kriterien und Grenzen rationaler Steuerung im Umweltschutz. – Baden-Baden: Nomos. – S. 387–409.

FEESS, E. (1998): Umweltökonomie und Umweltpolitik. – 2. Aufl. – München: Verlag Franz Vahlen. – 249 S.

FEHLING, M. (2001): Verwaltung zwischen Unparteilichkeit und Gestaltungsaufgabe. – Tübingen: J.C.B. Mohr (Paul Siebeck).

GAWEL, E. (1991): Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz. Allokative Effekte instrumentell diversifizierter Lenkungsstrategien für Umweltgüter. – Berlin: Duncker & Humblot. – Finanzwissenschaftliche Forschungsarbeiten N.F., Bd. 58. – 197 S.

GAWEL, E. (1999): Umweltordnungsrecht – ökonomisch irrational? Die ökonomische Sicht. – In: GAWEL, E., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht. Konzepte, Kriterien und Grenzen rationaler Steuerung im Umweltschutz. – Baden-Baden: Nomos. – S. 237–322.

GAWEL, E. (2000a): Effizienzprobleme der Technikorientierung des Umweltrechts: Ökonomische Kritik und juristische Gegenkritik. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 13 (1/2), 114–125.

GAWEL, E. (2000b): Das Problem der Beschleunigung im Umweltzulassungsrecht – Zur Rehabilitation eines ökonomischen Konzepts. – In: GAWEL, E., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Effizientes Umweltordnungsrecht – Kriterien und Grenzen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 169–204.

GAWEL, E. (2001): Ökonomische Effizienzforderungen und ihre juristische Rezeption. Ein problemstrukturierender Überblick. – In: GAWEL, E. (Hrsg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umweltnutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht. – Baden-Baden: Nomos. – S. 9–62.

GROß, T. (1999): Das gemeindliche Einvernehmen nach § 36 BauGB als Instrument zur Durchsetzung der Planungshoheit. – Baurecht (BauR) Jg. 30, 560–571.

HANSJÜRGENS, B. (2000): Effizienzsteigerungen in der Umweltpolitik durch Policy Mix – Umweltordnungsrecht und handelbare Umweltnutzungsrechte. – In: GAWEL, E., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Effizientes Umweltordnungsrecht – Kriterien und Grenzen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 251–275.

HANSJÜRGENS, B. (2001): Umweltzertifikate – Erfahrungen in den USA und Lehren für Deutschland. – In: Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen e.V. (AGU) (Hrsg.): Umweltlizenzen und Umweltzertifikate. Dokumentation des Workshops der Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen am 31. August 2000 in Bonn. – Bonn: AGU. – S. 43–52.

HARDER, E. (1987): Das immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren. Ein bürokratisches Investitionshemmnis? – Melle: Verlag Ernst Knoth. – 124 S.

HENDLER, R. (2001): Zur Abstimmung von Anreizinstrumenten und Ordnungsrecht. – Umwelt- und Planungsrecht 21 (8), 281–287.

HENRICH, M. (1994): Prüfungs- und Genehmigungsverfahren aus der Sicht eines Unternehmens. – In: DOSE, N., HOLZNAGEL, B., WEBER, V. (Hrsg.): Beschleunigung von Genehmigungsverfahren. Vorschläge zur Verbesserung des Industriestandortes Deutschland. – Bonn: Economica Verlag. – S. 71–89.

HILL, H., WEBER, A. (1996): Vollzugserfahrungen mit umweltrechtlichen Zulassungsverfahren in den neuen Ländern. Im Auftrag des Umweltbundesamtes – Baden-Baden: Nomos. – 303 S.

HIRSCHLER, H. (1994): Genehmigungsverfahren aus der Sicht der öffentlichen Verwaltung. – In: DOSE, N., HOLZNAGEL, B., WEBER, V. (Hrsg.): Beschleunigung von Genehmigungsverfahren. Vorschläge zur Verbesserung des Industriestandortes Deutschland. – Bonn: Economica Verlag. – S. 47–69.

HOF, H., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.) (1999): Wirkungsforschung zum Recht I. Wirkungen und Erfolgsbedingungen von Gesetzen. – Baden-Baden: Nomos. – 662 S.

KNOPP, L. (2000): Umwelt-Audit: Quo vadis? – Erfahrungen und Novellierungsbestrebungen. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 19 (10), 1121–1124.

KNOPP, L. (2001): EMAS II – Überleben durch „Deregulierung“ und „Substitution“? – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 20 (10), 1098–1102.

KOCH, H.-J., BORCHARD, U., HAAG, F., LASKOWSKI, S.R. (1998): Anlagenüberwachung im Umweltrecht – Zum Verhältnis von staatlicher Überwachung und Eigenkontrolle. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – Umweltbundesamt Berichte 2/98. – 428 S.

KUNTZE, U., WALZ, R. (Hrsg.) (1999): Ordnungsrecht, Abgaben und Innovationen. – Berlin: Analytica.

KUNTZE, U., WALTZ, R., CORLEY, M. et al. (1999): Innovationswirkungen ausgewählter Beispiele des Ordnungsrechts im Bereich der Umweltpolitik. – In: KLEMMER, P., LEHR, U., LÖBBE, K.: Umweltinnovationen. Anreize und Hemmnisse. Anhang II – Berlin: Analytica. – S. 148–149.

LASKOWSKI, S.R. (1999): Duale Verantwortungsstrukturen in Umweltrecht und Umweltpolitik: Privatisierungstendenzen im Recht der Anlagenüberwachung. – In: SCHUPPERT, G.F. (Hrsg.): Jenseits von Privatisierung und „schlankem“ Staat. Verantwortungsteilung als Schlüsselbegriff eines sich verändernden Verhältnisses von öffentlichem und privatem Sektor. – Baden-Baden: Nomos. – S. 93–113.

LÜBBE-WOLFF, G. (1996): Modernisierung des Umweltordnungsrechts. Vollziehbarkeit – Deregulierung – Effizienz. – Bonn: Economica Verlag.

LÜBBE-WOLFF, G. (1998): Betriebstor zu für die Behörden. – WSI-Mitteilungen Schwerpunktheft 51, 516–517.

LÜBBE-WOLFF, G. (1999): Recht und Moral im Umweltschutz. – Baden-Baden: Nomos. – 49 S.

LÜBBE-WOLFF, G. (2000a): Ist das Umweltrecht zu technikorientiert? – In: GAWEL, E., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Effizientes Umweltordnungsrecht – Kriterien und Grenzen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 99–127.

LÜBBE-WOLFF, G. (2000b): Einheitlichkeit oder Differenzierung von Standards im anlagenbezogenen Umweltschutz. – In: GAWEL, E., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Effizientes Umweltordnungsrecht – Kriterien und Grenzen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 65–97.

LÜBBE-WOLFF, G. (2000c): Ist das Umweltrecht zu technikorientiert? – Internet: www2.jura.uni-bielefeld.de/luebbe-wolffweb/technik.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

LÜBBE-WOLFF, G. (2000d): Erscheinungsformen symbolischen Umweltrechts. – In: HANSJÜRGENS, B., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Symbolische Umweltpolitik. – Frankfurt a.M.: Suhrkamp. – S. 25–62.

LÜBBE-WOLFF, G. (2001), Instrumente des Umweltrechts – Leistungsfähigkeit und Leistungsgrenzen. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 20 (5), 481–493.

MICHAELIS, P. (1996): Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung. – Heidelberg: Physica-Verlag.

MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Naturschutz und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2001): Dauer von Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz bei den Bezirksregierungen und Staatlichen Umweltämtern. – Düsseldorf: MUNLV.

MURL NRW (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) (2000): Dauer von Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz bei den Bezirksregierungen und Staatlichen Umweltämtern. Auswertung der Jahresdaten 1995, 1997 bis 1999. – Düsseldorf: MURL.

RAUSCHER, H., DEMES, F., KRETSCHMAR, S. C. et al. (2001): Erfahrungen mit umweltrechtlichen Genehmigungsverfahren anhand exemplarischer Standorte. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – Umweltbundesamt Berichte 1/01. – 212 S.

RAUSCHER, H. et al. (2002): Wahrnehmung von Aufwand und Nutzen umweltrechtlicher Vorschriften. – Untersuchung im Auftrag des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. – Graudruck.

REHBINDER, E. (2001): Erfahrungen in den USA. – In: RENGELING, H.-W. (Hrsg.): Klimaschutz durch Emissionshandel. Achte Osnabrücker Gespräche zum deutschen und europäischen Umweltrecht am 26./27. April 2001. – Köln u. a.: Carl Heymanns Verlag. – S. 127–164.

Sachverständigenrat „Schlanker Staat“ (1998): Abschlußbericht. – 2. Aufl. – Bonn: Eigendruck.

SCHATZ, K.-W. (1999): Genehmigungen aus dem Menükatalog: Das Gutachten der Schlichter-Kommission. – In: SCHMIDTCHEN, D., SCHMIDT-TRENZ, H.-J. (Hrsg.): Vom Hoheitsstaat zum Konsensualstaat. – Baden-Baden: Nomos. – S. 13–30.

SCHMIDT-PREUß, M. (1997): Verwaltung und Verwaltungsrecht zwischen gesellschaftlicher Selbstregulierung und staatlicher Steuerung. – In: Veröffentlichungen der Vereinigung der Deutschen Staatsrechtslehrer 56. – S. 160–227.

SCHNEIDER, V. (1999): Öko-Audit und Deregulierung im Immissionsschutzrecht. – Köln u.a.: Carl Heymanns Verlag. – 301 S.

SCHUPPERT, G. F. (Hrsg.) (1999): Jenseits von Privatisierung und „schlankem“ Staat. Verantwortungsteilung als Schlüsselbegriff eines sich verändernden Verhältnisses von öffentlichem und privatem Sektor. – Baden-Baden: Nomos.

SEIDEL, A. (2000): Privater Sachverstand und staatliche Garantenstellung im Verwaltungsrecht. – München: C. H. Beck.

SIEGEL, T. (2001): Die Verfahrensbeteiligung von Behörden und anderen Trägern öffentlicher Belange. Eine Analyse der rechtlichen Grundlagen unter besonderer Berücksichtigung der Beschleunigungsgesetzgebung. – Berlin: Duncker & Humblot.

SPARWASSER, R. (2000): Das Genehmigungsverfahrensbeschleunigungsgesetz. – Anwaltsblatt H. 11, 658–667.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2000): Umweltgutachten 2000 – Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

SRU (2002): Sondergutachten Naturschutz. – Stuttgart: Metzler-Poeschel (in Vorbereitung).

STEINBERG, R., ALLERT, H.-J., GRAMS, C., SCHARIOT, J. (1991): Zur Beschleunigung des Genehmigungsverfahrens für Industrieanlagen. Eine empirische und rechtspolitische Untersuchung. – Baden-Baden: Nomos. – 196 S.

STEINBERG, R., HERMANN DE MIQUEL, H., SCHARIOTH, J. et al. (1995): Genehmigungsverfahren für gewerbliche Investitionsvorhaben in Deutschland und ausgewählten Ländern Europas. – Baden-Baden: Nomos. – 155 S.

STICH, R. (1977): Personale Probleme des Vollzugsdefizits in der Umweltschutzverwaltung. – In: KÖNIG, K. (Hrsg.): Öffentlicher Dienst. Festschrift für Carl Hermann Ule zum 70. Geburtstag am 26. Februar 1977. – Köln u. a.: Carl Heymanns Verlag. – S. 215–237.

TAEGER, J., HEINELT, H. (2000): Neue Formen politischer Steuerung in der Umweltpolitik. Zum theoretischen Hintergrund und zum Analysekonzept. – In: HEINELT, H., ATHANASSOPOULOU, E., PANAGIOTIS, G. et al. (Hrsg.): Prozedurale Umweltpolitik der EU. Umweltverträglichkeitsprüfungen und Öko-Audits im Ländervergleich. – Opladen: Leske + Budrich. – S. 15–19.

TEUBNER, G., WILLKE, H. (1984): Kontext und Autonomie: Gesellschaftliche Selbststeuerung durch reflexives Recht. – Zeitschrift für Rechtssoziologie 5 (1), 4–35.

TÖLLER, A., TAEGER, J. (2000): Zu den Gründen für die relativ hohe Beteiligung deutscher Betriebe an EMAS. – In: HEINELT, H., ATHANASSOPOULOU, E., PANAGIOTIS, G. et al. (Hrsg.): Prozedurale Umweltpolitik der EU. Umweltverträglichkeitsprüfungen und Öko-Audits im Ländervergleich. – Opladen: Leske + Budrich. – S. 174–182.

TRUGER, A. (2000): Versagt der Staat im Umweltschutz? Eine wissenschaftskritische Ergänzung zur Neuen Politischen Ökonomie der Umweltpolitik. – In: BIZER, K., LINSCHEID, B., TRUGER, A. (Hrsg.): Staatshandeln im Umweltschutz. Perspektiven einer institutionellen Ökonomik. – Berlin: Duncker & Humblot. – S. 43–66.

Unabhängige Expertenkommission zur Vereinfachung und Beschleunigung von Planungs- und Genehmigungsverfahren (1994): Investitionsförderung durch flexible Genehmigungsverfahren. – Baden-Baden: Nomos. – 231 S.

WAGNER, H. (1998): Deregulierung – Modeerscheinung oder Notwendigkeit? – In: GUT Unternehmens- und Umweltberatung mbH (Hrsg.): Perspektiven und Praxis der Deregulierung des Umweltrechts. – Berlin: GUT (erhältlich über Fax 030-53339299)

Kapitel 3.1.1

BACHMANN, G. (2001): Der Rat für nachhaltige Entwicklung hat seine Arbeit aufgenommen. – TA Datenbank-Nachrichten 10 (2), 72–74.

Belgian EU Presidency (2001): Informal Transport-Environment Council: summary of the debate by the Presidency. – Press Release of the Belgian EU-Presidency – 18. September 2001.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1998): Umweltpolitik. Umweltbericht 1998. – Bonn: BMU.

BMU (2000): Umweltbewusstsein in Deutschland 2000. – Berlin: BMU.

Bundesregierung (2001): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Entwurf der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. – Berlin: Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung. – 266 S.

Council of the European Union (2001): Proposal for a Decision of the European Parliament and the Council Laying down the Community Environment Action Programme 2001–2010 (6th EAP). – Brüssel: Council of the European Union. – 2001/0029 COD.

DEMMKE, C. (2001): Towards Effective Environmental Regulation: Innovative Approaches in Implementing and Enforcing European Environmental Law and Policy. – Cambridge: Harvard Law School. – Harvard Jean Monnet Working Papers. – 31 S.

DONKERS, R. (2000): Umweltpolitik in der Europäischen Union: Ein neuer Weg. – In: JÄNICKE, M., JÖRGENS, H. (Hrsg.): Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit. – Berlin: Springer. – S. 53–68.

EEA (European Environment Agency) (2001a): TERM, 2001. Indicators tracking transport and environment integration in the European Union. – Copenhagen: EEA. – Environmental issue report No 27. – 60 S.

EEA (2001b): Environmental Signals 2001. EEA´s regular Indicator-based report. Copenhagen: EEA. – Environmental assessment report No 8. – 113 S.

EEB (European Environmental Bureau) (2001a): EEB Proposals to Strengthen the 6th Environmental Action Programme. – Brüssel: EEB.

EEB (2001b): EEB´s Assessment of the Environmental Results of the Belgian Presidency. Good Green Efforts, Some Results! – Brüssel: EEB. – 7 S.

Enquete-Kommission “Schutz des Menschen und der Umwelt” des Deutschen Bundestages (Hrsg.) (1994): Die Industriegesellschaft gestalten – Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. – Bonn: Economica Verlag.

Europäische Kommission (1998): Mitteilung der Kommission an den Europäischen Rat: Partnerschaft für Integration – eine Strategie zur Einbeziehung der Umweltbelange in die EU-Politik. – Brüssel: Europäische Kommission – KOM (98) 333.

Europäische Kommission (2000): Die Umwelt Europas. Orientierungen für die Zukunft. – Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen.

Europäische Kommission (2001a): Arbeitsdokument der Kommissionsdienststellen. Konsultationspapier zur Ausarbeitung einer Strategie der Europäischen Union für die nachhaltige Entwicklung. – Brüssel: Europäische Kommission. – SEK (2001)517. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/eussd/consultation_paper_de.pdf (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

Europäische Kommission (2001b): Mitteilung der Kommission. Nachhaltige Entwicklung in Europa für eine bessere Welt: Strategie der Europäischen Union für die nachhaltige Entwicklung (Vorschlag der Kommission für den Europäischen Rat in Göteborg). – Brüssel: Europäische Kommission. – KOM (2001) 264 endgültig.

Europäische Kommission (2001c): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen zum sechsten Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft für die Umwelt „Umwelt 2010 – Unsere Zukunft liegt in unserer Hand“. Sechstes Umweltaktionsprogramm. Vorschlag für einen Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates über das Umweltaktionsprogramm 2001–2010 der Europäischen Gemeinschaft. – Brüssel: Europäische Kommission. – KOM (2001) 31 endgültig.

Europäischer Rat (1997): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Luxemburg) 12. und 13. Dezember 1997. – Dok. SN 400/97. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/main.cfm?LANG=4 (Zugriff im Oktober 2001).

Europäischer Rat (1998a): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Cardiff) 15. und 16. Dezember 1997. – Dok. SN 150/98. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/main.cfm?LANG=4 (Zugriff im Oktober 2001).

Europäischer Rat (1998b): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Wien) 11. und 12. Dezember 1998. – Dok. SN 300/98. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/main.cfm?LANG=4 (Zugriff im Oktober 2001).

Europäischer Rat (1999a): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Köln) 3. und 4. Juni 1999. – Dok. SN 150/99. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/main.cfm?LANG=4 (Zugriff im Oktober 2001).

Europäischer Rat (1999b): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Helsinki) 10. und 11. Dezember 1999. – Dok. SN 300/1/99. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/main.cfm?LANG=4 (Zugriff im Oktober 2001).

Europäischer Rat (2000): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Lissabon) 23. und 24. 2000. – Dok. SN 100/1/00. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/ main.cfm?LANG=4 (Zugriff im Oktober 2001).

Europäischer Rat (2001a): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Stockholm) 23. und 24. März 2001. – Dok. SN 100/1/01. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/main.cfm?LANG=4 (Zugriff im Oktober 2001).

Europäischer Rat (2001b): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Göteborg) 15. und 16. Juni. – Dok. SN 200/1/01. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/main.cfm?LANG=4 (Zugriff im Oktober 2001).

Europäisches Parlament (2002): Legislative Entscheidung des Europäischen Parlaments zu dem Gemeinsamen Standpunkt des Rates im Hinblick auf den Erlass des Beschlusses des Europäischen Parlaments und des Rates über das sechste Umweltaktionsprogramm der Gemeinschaft. Brüssel: Europäisches Parlament (11076/1/01 – C5-0434/2001 – 2001/0029(COD)). – Brüssel: Europäisches Parlament. – P5_TAPROV(2002)0007.

European Consultative Forum on Environment and Sustainable Development (2001): Towards a New Environmental Action Programme in Europe. A contribution to the co-decision process by the European Consultative Forum on Environment and Sustainable Development. – Luxembourg: Office for the Official Communications.

European Economic and Social Committee (2001): Public Hearing: Choosing our Future: Shaping the 6th EU Environmental Action Programme – Views from Civil Society. – Brüssel: ESC.

FERGUSSON, M. COFFEY, C., WILKINSON, D. et al. (2001): The Effectiveness of EU Council Integration Strategies and options for carrying forwards the Cardiff-Process. – London: Institute for European Environmental Policy.

GOLUB, J. (1999): In the Shadow of the Vote? Decision Making in the European Community. – International Organization 53 (4), 733–764.

GRIMEAUD, D. (2000): The Integration of Environmental Concerns into EC Policies: A Genuine Policy Development? – European Environmental Law Review 9 (7), 207–218.

HEINELT, H., ATHANASSOPOULOU, E., GETIMIS, P. et al. (2000): Prozedurale Umweltpolitik der EU. Umweltverträglichkeitsprüfungen und Öko-Audits im Ländervergleich. – Opladen: Leske + Budrich. – 441 S.

HEY, C. (2001): From Result to Process-Orientation: the New Governance Approach of EU Environmental Policy. – ELNI Review H. 2, 28–32.

HEY, C. (2002): Why Does Environmental Policy Integration Fail? The Case of Environmental Taxation for Heavy Goods Vehicles. – In: LENSCHOW, A. (Hrsg.): Environmental Policy Integration. Greening Sectoral Policies in Europe. – London: Earthscan. – S. 127–152.

IG BCE (Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie, Energie) (2001): IG BCE dankt Bundeskanzler Schröder: Angriff auf Steinkohle abgewehrt. Nun zügig Energiesockel vereinbaren. – Pressemitteilung vom 18.6.2001. – Internet: www.igbce.de/presse/ (Zugriff im Oktober 2001).

JÄNICKE, M., JÖRGENS, H. (Hrsg.) (2000): Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit. – Berlin, Heidelberg, New York: Springer. – 234 S.

JÄNICKE, M., JÖRGENS, H., JÖRGENSEN, K., NORDBECK, R. (2001): Governance for Sustainable Development in Germany: Institutions and Policy-Making. – Paris: OECD.

JIMÉNEZ-BELTRÁN, D. (2001a): The EU Environment. Situation and Prospects under a EU Strategy for Sustainable Development. – Copenhagen: European Environment Agency.

JIMÉNEZ-BELTRÁN, D. (2001b): Measuring Sustainability in Sectors: The Development after Cardiff. Vortrag gehalten auf der Konferenz “Measure and Communicate Sustainable Development: A Science and Policy Dialogue”, Stockholm, 4.–5. April 2001. – Copenhagen: European Environment Agency.

JORDAN, A., LENSCHOW, A. (2000): Greening the European Union: What can be learned from the “Leaders” of EU Environmental Policy? – European Environment 10 (3), 109–120.

KAHN, J. (2000): Strategische Umweltplanung in Schweden. – in: JÄNICKE, M., JÖRGENS, H. (Hrsg.): Umweltplanung im internationalen Vergleich. Strategien der Nachhaltigkeit. – Berlin, Heidelberg, New York: Springer. – S. 27–38.

KNILL, C., LENSCHOW, A. (2000): Do new brooms really sweap cleaner? Implementation of new instruments in EU Environmental Policy. – In: KNILL, C., LENSCHOW, A. (Hrsg.): Implementing EU Environmental Policy. New Directions and Old Problems. – Manchester: Manchester University Press. – S. 251–286.

KRAAK, M., PEHLE, H., ZIMMERMANN-STEINHART, P. (2001): Umweltintegration in der Europäischen Union. – Baden-Baden: Nomos. – 258 S.

KRAAK, M., ZIMMERMANN-STEINHART, P. (2001): Die institutionellen Voraussetzungen für einen integrierten Umweltschutz in der Europäischen Union. – In: RENGELING, H.-W., HOF, H. (Hrsg.): Instrumente des Umweltschutzes im Wirkungsverbund. Interdisziplinäres Kolloquium – zugleich Siebte Osnabrücker Umweltgespräche. – Baden-Baden: Nomos. – S. 362–374.

KRAEMER, R. A. (2000): Results of the „Cardiff-Process“ – Assessing the State of Development and Charting the Way Ahead. Report to the German Federal Environmental Agency and the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. – Berlin: Ecologic.

LAFFERTY, W. (2001): Adapting Government Practice to the Goals of Sustainable Development: The Issue of Sectoral Policy Integration. – Paper prepared for presentation at the OECD seminar on “Improving Governance for Sustainable Development“. – Paris, 22.–23.11.2001.

LAFFERTY, W., MEADOWCROFT, W. (2000): Implementing Sustainable Development. Strategies and Initiatives in High Consumption Societies. – Oxford: Oxford University Press.

LENSCHOW, A. (2002): Conclusion: What Are the Bottlenecks and Where Are the Opportunities for Greening the European Union? – In: LENSCHOW, A. (Hrsg.): Environmental Policy Integration. Greening Sectoral Policies in Europe. – London: Earthscan. – S. 219–233.

LIEFFERINK, D., ANDERSEN, M.S. (2001): Strategies of the ‘Green Member States’ in EU Environmental Policy Making. – In: JORDAN, A.: (Hrsg.): Environmental Policy in the European Union. Actors, Institutions and Processes. – London: Earthscan. – S. 63–80.

LUNDQVIST, L. (1998): Sweden: From environmental restoration to ecological modernisation. – In: HANF, K., JANSEN, A. (Hrsg.): Governance and Environment in Western Europe. – Harlow: Longman. – S. 230–252.

MACRORY, R. (2001): Assessment of the Goteborg Summit Results. – Internes Papier des Netzwerks Europäischer Umwelträte (European Environmental Advisory Councils – EEAC). – Brüssel: EEAC.

MICHAELIS, P. (2002): Ökonomische Instrumente zur Steuerung des Flächenverbrauchs. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 14, Sonderheft, 129–134.

MYLLER, R. (2001): Empfehlung für die zweite Lesung betreffend den Gemeinsamen Standpunkt des Rates im Hinblick auf den Erlass des Beschlusses des Europäischen Parlaments und des Rates über das sechste Umweltaktionsprogramm der Gemeinschaft (11076/1/01 – C5-0434/2001 – 2001/0029(COD)). – Ausschuss für Umweltfragen, Volksgesundheit und Verbraucherpolitik des Europäischen Parlaments – Brüssel. – A5-0456/2001.

NUGENT, N. (1999): The Government and Politics of the European Union. – Houndsmills: Palgrave, Macmillan. – 592 S.

RAG (2001): RAG-Chef Karl Starzacher weist Pläne der EU-Kommission zum Auslaufbergbau scharf zurück. – Pressemitteilung vom 17.5.2001. – Internet: www.rag.de/indexd.htm (Zugriff im Oktober 2001).

Rat der Europäischen Union (2001a): Informatorischer Vermerk des Generalsekretariats für die Delegationen betr.: Strategie der Europäischen Union für die nachhaltige Entwicklung: Weiteres Vorgehen im Anschluss an die Tagung des Europäischen Rates in Göteborg in Bezug auf die umweltbezogenen Aspekte – Schlussfolgerungen des Rates. – Brüssel: Rat der Europäischen Union. – Dok. 15280/01.

Rat der Europäischen Union (2001b): Vorschlag für einen Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates über das Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft (2001–2010). Ergebnisse der ersten Lesung des Europäischen Parlaments (Brüssel, 30/31. Mai 2001). – Brüssel: Rat der Europäischen Union. – 8749/01.

Rat der Europäischen Union (2001c): A-Punkt-Vermerk des Generalsekretariats für den Rat betr.: Umweltspezifische Leitindikatoren für nachhaltige Entwicklung zur Überwachung der Fortschritte bei der Umsetzung der EU-Strategie für nachhaltige Entwicklung – Schlussfolgerungen des Rates. – Brüssel: Rat der Europäischen Union. – Dok. 14589/01.

Rat für Nachhaltige Entwicklung (2001): Ziele zur Nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Schwerpunktthemen. Dialogpapier des Nachhaltigkeitsrates. – Berlin: Rat für Nachhaltige Entwicklung. Internet: www.nachhaltigkeitsrat.de/service/download/pdf/RNE_Dialogpapier.pdf (Zugriff im Februar 2002).

SCHEPELMANN, P. (2000): Von Helsinki nach Göteborg. Evaluierung der Umweltintegration in der Europäischen Union im Rahmen der Studie „Von Helsinki nach Göteborg“. – Wien: Sustainable Europe Research Institute (Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft).

SCHOER, K., FLACHMANN, C., HEINZE, A. et al. (2001): Umwelt. Bericht des Statistischen Bundesamtes zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) 2001. – Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. – 85 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

SRU (2002): Sondergutachten Naturschutz. – Stuttgart: Metzler-Poeschel (in Vorbereitung).

WALLACE, H. (Hrsg.) (2000): Policy-Making in the European Union. – Oxford: Oxford University Press. – 646 S.

World Resources Institute (2000): The Weight of Nations. Material Outflows from Industrial Economies. – Washington, D. C.: World Resources Institute. – 125 S.

ZIESCHANK, R. (2001): Zum aktuellen Stand von Umweltindikatoren im Kontext einer nachhaltigen Entwicklung. – Berlin: Forschungsstelle für Umweltpolitik. – FFU-report 01–06.

Kapitel 3.1.2

BDI (Bundesverband der Deutschen Industrie) (2000): Stellungnahme zum Weißbuch zur Umwelthaftung v. 10. April 2000. – BDI.

BMU (2000): Bewertung des Weißbuches der EG-Kommission zur Umwelthaftung. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/wel/main/index.cfm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

CANSIER, D. (1996): Umweltökonomie. – 2. Aufl. – Stuttgart: Lucius & Lucius. – 394 S.

CLARKE, C. (2001): Update Comparative Legal Study on Environmental Liability. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/liability/legalstudy.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

DÖRING, P. (1999): Haftung und Haftpflichtversicherung als Instrumente einer präventiven Umweltpolitik. – Berlin: Erich Schmidt Verlag.

Europäische Kommission (1993): Grünbuch über die Sanierung von Umweltschäden. – Brüssel: Europäische Kommission. – KOM (1993) 47 endgültig.

Europäische Kommission (1999): Grünbuch zur Produkthaftung. – Brüssel: Europäische Kommission. – KOM (1999) 396 endgültig.

Europäische Kommission (2000): Weißbuch zur Umwelthaftung. – Brüssel: Europäische Kommission. – KOM (2000) 66 endgültig.

European Commission (2001): Environmental Liability – Consultation paper. – Brussels: European Commission. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/liability/consultation.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

FAURE, M. G., GRIMEAUD, D. (2000): Financial Assurance Issues of Environmental Liability. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/liability/insurance_gen_finalrep.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

GODT, C. (1997): Haftung für ökologische Schäden. Verantwortung für Beeinträchtigungen des Allgemeingutes Umwelt durch individualisierbare Verletzungshandlungen. – Berlin: Duncker und Humblot. – Schriften zum Bürgerlichen Recht Bd. 189. – 347 S.

HAGER, G. (2001): Auf dem Weg zu einem Umwelthaftungsrecht in Europa. – Dokumentationsband der Düsseldorfer Umweltrechtstage 2000 (in Vorbereitung). – Internet: www.jura.uni-freiburg.de/prbr/weissbuch.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

KADNER, T. (1995): Der Ersatz ökologischer Schäden. Ansprüche von Umweltverbänden. – Berlin: Duncker und Humblot. – Schriften zum Umweltrecht Bd. 56 – 353 S.

KIEMSTEDT, H., MÖNNECKE, M., OTT, S. (1994): Methodik der Eingriffsregelung. Teil I: Synopse. – Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) H. 4.

KIEMSTEDT, H., MÖNNECKE, M., OTT, S. (1996a): Methodik der Eingriffsregelung. Teil II: Analyse. – Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) H. 5.

KIEMSTEDT, H., MÖNNECKE, M., OTT, S. (1996b): Methodik der Eingriffsregelung. Teil III: Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. – Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) H. 6.

LEONHARD, M. (1996): Der ökologische Schaden. Eine rechtsvergleichende Untersuchung. – Baden-Baden: Nomos. – 423 S.

LÜBBE-WOLFF, G. (2001): Instrumente des Umweltrechts – Leistungsfähigkeit und Leistungsgrenzen. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 20 (5), 481–493.

MC ALISTER ELLIOTT AND PARTNERS LTD. (2001): Study on the Valuation and Restoration of Damage to Natural Resources for the Purpose of Environmental Liability. Final Report by MacAlister Elliott and Partners Ltd. and the Economics for the Environment Consultancy Ltd. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/liability/biodiversity_main.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

MARBURGER, P. (1992): Grundsatzfragen des Haftungsrechts unter dem Einfluss der gesetzlichen Regelungen zur Produzenten- und Umwelthaftung. – Archiv für die civilistische Praxis 192 (1/2), 1–34.

MICHAELIS, P. (1996): Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung. – Heidelberg: Physica. – 190 S.

MEYER-ABICH, M. (2000): Haftungsrechtliche Erfassung ökologischer Schäden. –Baden-Baden: Nomos. – 212 S. – Zugleich Dissertation an der Universität Hamburg.

RÜTZ, N. (2001): Versicherungsprodukte und Umwelthaftungsrecht – unter besonderer Berücksichtigung von Öko-Audit und ISO 14001. – BTU Cottbus, Fakultät

Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik: Eigenverlag. – Internet: www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Umwoek/Publikationen/AR_4_01.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

SCHIELEIN, J. (2000): Umwelthaftung – Das Weißbuch der EG-Kommission. – AbfallPraxis 2000 (5), 151–154.

SCHIMIKOWSKI, P. (1996): Umwelthaftungsrecht und Umwelthaftpflichtversicherung. 4. Aufl. – Karlsruhe: VVW. – Schriftenreihe Versicherungsforum Bd. 16.

SCHMIDT-SALZER, J. (1992): Kommentar zum Umwelthaftungsrecht. – Heidelberg: Verlag Recht und Wirtschaft. – 908 S.

SCHWARZE; R. (1996): Präventionsdefizite der Umwelthaftung und Lösungen aus ökonomischer Sicht. – Bonn: Economica. – 280 S.

SCHWARZE, R. (1998): Prävention von Umweltschäden durch Umwelthaftung? Eine empirische Analyse des Umwelthaftungsgesetzes. – Berlin: Institut für Umweltmanagement. – Arbeitspapier Nr. 7. – 16 S.

UBA (Umweltbundesamt) (1997): Ersatzansprüche und ihre Durchsetzung bei grenzüberschreitenden Umweltschäden. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 12/97. – 63 S.

UBA (2000a): Öffentlich-rechtliche Haftung bei Schäden in FFH- und Vogelschutzgebieten unter besonderer Berücksichtigung der rechtlichen Situation in den Bundesländern; Anlage 1 zu der Stellungnahme zum Weißbuch der EU-Kommission zur Umwelthaftung vom 9. Februar 2000. – Berlin: Umweltbundesamt.

UBA (2000b): Stellungnahme zum Weißbuch der EU-Kommission zur Umwelthaftung vom 9. Februar 2000. – Berlin: Umweltbundesamt.

WOLFRUM, R, LANGENFELD, C, RENKE, I. et al. (1999): Umweltschutz durch internationales Haftungsrecht. – Berlin: Erich Schmidt. – UBA-Berichte 7/98. – 524 S.

ENTSCHEIDUNGEN DEUTSCHER GERICHTE ZUM UMWELTHAFTUNGSGESETZ NACH JURIS, STAND OKTOBER 2001:

AG Kehl, 1. April 1999, Az: 4 C 462/98, VersR 2000, 313–314 – Versicherungsrechtsfrage.

OLG Düsseldorf, 19. Juni 1998, Az: 22 U 111/97, NJW 1998, 3720–3721 – Haftung für Schäden an Hausfassade.

OLG München, 27. Mai 1998, Az: 15 U 5974/97, VersR 1998, 1497–1498 – Versicherungsrechtsfrage.

BGH, 17. Juni 1997, Az: VI ZR 372/95,NJW 1997, 2748–2750 – Darlegungs- und Beweislast, Zurückverweisung.

LG Stuttgart, 9. Mai 1997, Az: 2 O 15/97, NJW 1997, 1860–1862 – Biolandanbau und GVO, Abweisung.

OLG Köln, 25. April 1995, Az: 9 U 332/94, RuS 1995, 248–250 – Versicherungsrechtsfrage.

OLG Düsseldorf, 10. Dezember 1993, Az: 22 U 172/93, RuS 1995, 57–58 – Abweisung.

OLG Köln, 3. Dezember 1992, Az: 1 U 17/91, OLGR Köln 1993, 36–38, UPR 1993, 103–104 – Abweisung.

Kapitel 3.1.3

BMU (2001): Anlagenzulassungsrecht und Umweltverträglichkeitsprüfung werden neu geregelt. – Umwelt H. 7/8, 464.

BÖHM, M. (2002): Umsetzungsdefizite und Direktwirkung der IVU- und UVP-Änderungsrichtlinien? – Zeitschrift für Umweltrecht 13 (1), 6–11.

Bund Deutscher Landschaftsarchitekten e.V. (2001): Stellungnahme vor dem Bundestagsausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ausschuss-Drs. 14/458 vom 24.1.2001, Teil 1. – S. 105.

Bund für Umwelt und Naturschutz (2001): Stellungnahme vor dem Bundestagsausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ausschuss-Drs. 14/458 vom 24.1.2001, Teil 6. – S. 2.

Bundesverband der Deutschen Industrie e.V. (2001): Stellungnahme vor dem Bundestagsausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ausschuss-Drs. 14/458 vom 24.1.2001, Teil 1. – S. 118.

DI FABIO, U. (1998): Integratives Umweltrecht. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht Jg. 17, 329–337.

EIPPCB (European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau) (2002): Finalised BREF-Dokuments and drafts. – Internet: www.eippcb.jrc.es/pages/ FActivities.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

ENDRES, H., KRINGS, M. (2001): Zur Änderung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung durch das Artikelgesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie. – Deutsches Verwaltungsblatt Jg. 20, 1242–1252.

ERBGUTH, W., STOLLMANN, F. (2000): Die Verzahnung der integrativen Elemente der IVU- und UVP-Änderungsrichtlinie. – Zeitschrift für Umweltrecht 11 (6), 380–383.

FELDHAUS, G. (1985): Die Novellierung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes – Ein Konzept zur Vorsorge-Sanierung. – Umwelt und Planungsrecht Jg. 7, 387.

FELDHAUS, G. (2002): Integriertes Anlagenzulassungsrecht – materiell- und verfahrensrechtliche Anforderungen nach neuem Recht. – Zeitschrift für Umweltrecht 13 (1), 1–6.

GASSNER, H. (2001): Stellungnahme vor dem Bundestagsausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ausschuss-Drs. 14/458, Teil 1. – S. 12.

HAIGH, N. (1998): Integratives Umweltrecht – Bestand, Ziele, Möglichkeiten. – In: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Dokumentation der 21. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 53–62.

HANSMANN, K. (1999): Prüfung wasserrechtlicher Fragen im integrierten Anlagenzulassungsverfahren. – Zeitschrift für Wasserrecht Jg. 38, 238–247.

HANSMANN, K. (2001): Redebeitrag beim Expertengespräch in Hamburg „Die Umsetzung der IVU-Richtlinie sowie der UVP-Änderungsrichtlinie durch das Artikelgesetz“. – Tagungsbericht von MENGEL, C. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht Jg. 19, 53–54.

HANSMANN, K. (2002): Integrierter Umweltschutz durch untergesetzliche Normsetzung. – Zeitschrift für Umweltrecht 13 (1), 19–24.

HELLMANN, V. (2001): Keine UVP für integrierte chemische Anlagen? – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht Jg. 19, 1135–1137.

KOCH, H.-J., SIEBEL-HUFFMANN, H. (2001): Das Artikelgesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer Umweltschutzrichtlinien. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht Jg. 20, 1081–1089.

LADEUR, K.-H. (1998): Integrierter Umweltschutz im Genehmigungsverfahren. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 9, 245–250.

LINDEMANN, J. (2001): Stellungnahme vor dem Bundestagsausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ausschuss.-Drs. 14/458, Teil 1. – S. 21–43.

LÜBBE-WOLFF, G. (1999): Integrierter Umweltschutz – Brauchen die Behörden mehr Flexibilität? – Natur und Recht Jg. 21, 241–247.

LÜBBE-WOLFF, G. (2000a): Wie effizient ist Flexibilität? – Ergebnisse einer Behördenbefragung zur Wünschbarkeit größerer fallbezogener Entscheidungsspielräume der Umweltverwaltung. – In: HENDLER, R. et al. (Hrsg.): Jahrbuch für Umwelt- und Technikrecht 2000. – S. 73–89.

LÜBBE-WOLFF, G. (2000b): Einheitlichkeit oder Differenzierung von Standards im anlagenbezogenen Umweltschutz. – In: GAWEL, E., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Effizientes Umweltordnungsrecht. – Baden-Baden: Nomos. – S. 65–97.

MEINKEN, L. (1999): Best Practicable Environmental Option. Die Umsetzung des integrierten Umweltschutzkonzepts in England und Wales. – Natur und Recht Jg. 21, 616–621.

MÜGGENBORG (2001): Einführung in das Artikelgesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz. – Sächsische Verwaltungsblätter H. 9, 205–208.

SCHIMANEK, P. (1997): Die abfallrechtliche Zielhierarchie nach dem neuen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. – Berlin: Duncker und Humblot. – 223 S.

SCHINK, A. (2001): Die Umweltverträglichkeitsprüfung – offene Fragen. – Deutsches Verwaltungsblatt 116 (5), 321–332.

SCHMIDT, R. (2001): Stellungnahme vor dem Bundestagsausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ausschuss-Drs. 14/458, Teil 1. – S. 51–52.

SCHMIDT-PREUß, M. (2000): Integrative Anforderungen an das Verfahren der Vorhabenzulassung. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht Jg. 19, 252–260.

SELLNER, D. (2001): Stellungnahme vor dem Bundestagsausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ausschuss-Drs. 14/458, Teil 1. – S. 79–84

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2000): Umweltgutachten 2000. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

STAUPE, J. (2000): Die vollständige Koordination des Behördenhandelns gemäß IVU-Richtlinie. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 11, 368–372.

Unabhängige Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch (1998): Umweltgesetzbuch (UGB-KomE). Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch. – Hrsg. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Berlin: Duncker und Humblot.

Verband der Chemischen Industrie e.V. (2001): Stellungnahme vor dem Bundestagsausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ausschuss-Drs. 14/458, Teil 1. – S. 151.

WAHL, R. (2000a): Die Normierung der materiell-integrativen (medienübergreifenden) Genehmigungsanforderungen. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 11, 360–367.

WAHL, R. (2000b): Materiell-integrative Anforderungen an die Vorhabenzulassung. – Anwendung und Umsetzung der IVU-Richtlinie. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht Jg. 19, 502–508.

WASIELEWSKI, A. (2000): Der Integrationsgedanke im untergesetzlichen Regelwerk – Fiktion und Aufgabe des Vollzugs. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 11, 373–378.

WULFHORST, R. (2002): Integrativer Umweltschutz durch das Baugenehmigungsverfahren? – Zur Einführung der Umweltverträglichkeitsprüfung in die Landesbauordnungen. – Zeitschrift für Umweltrecht 13 (1), 24–29.

Kapitel 3.1.4

AHLERS, J., SCHWARZ-SCHULZ, B., STOLZENBERG, H.-C. (2001): Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik. Das neue EU-Weißbuch. – UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 13 (2), 75–78.

ARNDT, R. (2001): Politik mit Weißbuch aus Sicht des Arbeitnehmers. – Nachrichten aus der Chemie Jg. 49, 626.

BEHRET, H. (2001): Chemikaliensicherheit über die nationalen Grenzen hinaus: Forum II. – Nachrichten aus der Chemie Jg. 49, 141–144.

BGVV (Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin) (2001): BGVV fordert Nachbesserungen. – Berlin: BGVV. – Presseerklärung 10/2001.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2001): Hintergrundpapier: Weißbuch der EU zum Chemikalienrecht. – Berlin: BMU.

BUA (Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe) (1999): Assessment of Existing Chemicals: A Contribution towards Improving Chemical Safety. – In: BEHRET, H., KOPPENHÖFER, J. (Hrsg.): Assessment of Existing Chemicals: A Contribution towards Improving Chemical Safety. – Frankfurt: German Chemical Society. – 84 S.

CEFIC (European Chemical Industry Council) (2001): Thought Starter on Reach. An Initial Proposal for Translating the Reach System into Practice. – Brüssel.

Danish Environmental Ministry (2001): Draft Advisory List for Self-classification of Dangerous Substances. – Internet: www.mst.dk/homepage (zuletzt aufgerufen im April 2002).

EEA (European Environment Agency) / UNEP (1998): Chemicals in the European Environment: Low Doses – High Stakes?. – Internet: www.grid.unep.ch/proser/publications/assessments/ (zuletzt aufgerufen im April 2002).

EEB (European Environmental Bureau) (2000): What is wrong with EU's Chemicals Policy, Stellungnahme des Europäischen Umweltbüros (EEB). – Internet: www.eeb.org/publication/what_is_wrong_with_eu.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

Europäische Kommission (1998): Arbeitsdokument der Kommission. Bericht über die Durchführung der Richtlinie 67/548/EWG; der Richtlinie 88/379/EWG; der Verordnung (EWG) 793/93 und der Richtlinie 76/769/EWG – Brüssel: SEK (1998)1986 endgültig.

Europäisches Parlament (2000): Entschließung des Europäischen Parlaments zu der Mitteilung der Europäischen Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über eine Gemeinschaftsstrategie für Umwelthormone – Stoffe, die im Verdacht stehen, sich störend auf das Hormonsystem des Menschen und der wildlebenden Tiere auszuwirken, A5-0197/2000 – Internet: www.europarl.eu.int/plenary/default_de.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

Europäisches Parlament (2001): Entschließung des Europäischen Parlaments zu dem Weißbuch der Kommission „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik" (KOM(2001) 88 – C5-0258/2001 – 2001/2118(COS)). – Internet: www.europarl.eu.int (zuletzt aufgerufen im April 2002).

European Commission (1996): Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances. – Internet: www.ecb.jrc.it (zuletzt aufgerufen im April 2002).

FÆRGEMAN, T., JØRGENSEN, C.E., DYHR, V. (2001): Danish NGO's Joint Hearing Response on the EU White Paper on Chemicals, Chemical Awareness. – Newsletter. – Issue 16. – Internet: www.chemical-awareness.com (zuletzt aufgerufen im April 2002).

FLEISCHER, M., (2001): Regulierungswettbewerb und Innovation in der chemischen Industrie. – Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin. – Discussion Paper. FS IV 01–09. – 35 S.

Greenpeace (1999): EU-Chemiekrise – Der Ausweg. – Hamburg: Greenpeace. – 27 S.

Greenpeace (2001): Greenpeace International Comments to the Commission White Paper: Strategy for a future Chemicals Policy (COM(2001)88 final). – Internet: www.greenpeace.org/~toxics/reports/euwpcrit.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

HEINEMEYER, G., HERTEL, R., GUNDERT-REMY, U. (2001): Politik mit Weißbuch aus Sicht des Verbrauchers. – Nachrichten aus der Chemie Jg. 49, 623–625.

IEH (Institute for Environment and Health) (2001): Testing Requirements for Proposals under the EC White Paper „Strategy for a Future Chemicals Policy". – An IEH Report for the Department for the Environment, Transport and the Regions. – Leicester. – 28 S.

KÖCK, W. (2001): Zur Diskussion um die Reform des Chemikalienrechts in Europa – Das Weißbuch der EG-Kommission zur zukünftigen Chemikalienpolitik. – Zeitschrift für Umweltrecht 12 (5), S. 303–308.

NIKUMEN (2001): Presentation on the Stakeholders' Conference on the Commission's White Paper on the Strategy for a Future Chemicals Policy. – Brüssel: Conference Report S. 17 f. – Internet: www.europa.eu.int/comm/enterprise/chemicals/chempol/whitepaper/report.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (2001): OECD Environmental Outlook for the Chemicals Industry. – Paris: OECD. – 164 S. – Internet: www.oecd.org/ehs/ehsmono/RealfinalChemIndustryOutlookwithcovers.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

OSPAR (1999): Draft Framework for a Common OSPAR/EC Approach on Risk Assessment Methodology for the Marine Environment. OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. – Ad Hoc Working Group on the Development of a Dynamic Selection and Prioritisation Mechanism for Hazardous Substances (DYNAMEC). – Stockholm: 7.–10. September 1999. – DYNAMEC (2) 99/10/1, Annex 6.

Rat der Europäischen Union (2001): Chemikalienpolitik – Schlussfolgerungen des Rates, 2355. Tagung des Rates am 7. Juni 2001 in Luxemburg. – Internet: www.europa.eu.int/pol/env/index_de.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

SCHERINGER, M. (2000): Exposure and effect-based risk assessment and management. – In: WINTER, G. (Hrsg.): Risk Assessment and Risk Management of Toxic Chemicals in the European Community. Experiences and Reform. – Baden-Baden: Nomos. – Studies on Environmental Law Vol. 25. – S. 89–97.

SCHÖRLING, I. (2001): Final Report on the European Commission White Paper on Strategy for a future Chemicals Policy. – A5-0356/2001 v. 17. Oktober 2001.

SOU (Statens Offentliga Utredningar) (2000): Non-Hazardous Products. Proposals for implementation of new guidelines on chemicals policy. – Swedish Committee on New Guidelines on Chemicals Policy. – 53. Ministry of the Environment. – Stockholm: Government Official Reports 2000. – 596 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1979): Entwurf eines Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen. Stellungnahme des Rates. – Bonn: Bundesministerium des Innern. – Umweltbrief Nr. 19.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 383 S.

SRU (1999): Umwelt und Gesundheit. Risiken richtig einschätzen. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 252 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

The Netherlands (2001): Strategy on Management of Substances. – Accepted by the Cabinet on March 16th 2001. – The Hague.

UBA (Umweltbundesamt) (2001a): Nachhaltigkeit und Vorsorge bei der Risikobewertung und beim Risikomanagement von Chemikalien. Teil I: Neue Strategien zur ökologischen Risikobewertung und zum Risikomanagement von Stoffen. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte. 30/01. – 42 S.

UBA (2001b): Hintergrundinformation: Anmerkungen zum Weißbuch der EU-Kommission zur Chemikalienpolitik. – Berlin: Umweltbundesamt. – 7 S. – Internet: www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/presse-informationen/chempol.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

Umweltverbände (2001): Chemieindustrie vermarktet 30 000 Chemikalien ohne wirksame Kontrolle. – Gemeinsame Presseerklärung der Umweltverbände AKN, BUND, Greenpeace und WWF zum Nationalen Forum zu Grundfragen der Chemikaliensicherheit. – Frankfurt: 15. März 2001. – Internet: www.greenpeace.de/ GP_SYSTEM/1QNTIPXF.HTM (zuletzt aufgerufen im April 2002).

UN (United Nations) (1992): Rio Declaration on Environment and Development, GA A/Conf.151/26. – International Legal Materials (ILM) Vol. 31, 874–880.

VAN DER KOLK, J. (2001): Presentation on the Stakeholders' Conference on the Commission's White Paper on the Strategy for a Future Chemicals Policy. – Brussels: Conference Report S. 11. – Internet: www.europa.eu.int/comm/enterprise/chemicals/chempol/whitepaper/report.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

VAN EIJSDEN, P. (2001): Presentation on the Stakeholders' Conference on the Commission's White Paper on the Strategy for a Future Chemicals Policy – Brüssel: Conference Report, S. 16. – Internet: www.europa.eu.int/comm/enterprise/chemicals/chempol/whitepaper/report.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

VCI (Verband der Chemischen Industrie) (2001a): Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik. Die Position des VCI zum Weißbuch der EU-Kommission vom Februar 2001. – Frankfurt a.M.: VCI.

VCI (2001b): VCI Stellungnahme zum „Schörling Bericht“ zum Weißbuch der EU-Kommission „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik“. – Frankfurt a. M.: VCI.

Verbraucher Initiative (2001): Sechs Forderungen zum EU-Weißbuch Chemikalienpolitik. – Die Verbraucher Initiative e.V. – Internet: www.verbraucher.org/pdf/eu-chemiekalienpolitik.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

WALLSTRÖM, M. (2001): Presentation on the Chemicals-White Paper – Speech/01/152. – Stakeholder Conference. – Brüssel: 2. April 2001. – Internet: www.europa.eu.int/comm/enterprise/chemicals/chempol/whitepaper/stakeconf.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

WINTER, G., GINZKY, H., HANSJÜRGENS, B. (1999): Die Abwägung von Risiken und Kosten in der europäischen Chemikalienregulierung. – Forschungsbericht 297 18 084. – Berlin: Erich Schmidt. – UBA-Berichte 7/99. – 464 S.

WINTER, G. (2000): Redesigning Joint Responsibility of Industry and Government. – In: WINTER, G. (Ed.): Risk Assessment and Risk Management of Toxic Chemicals in the European Community. Experiences and Reform.– Baden-Baden: Nomos. – Studies on Environmental Law Vol. 25. – S. 177–184.

Kapitel 3.1.5

BLAK (Bund/Länder-Arbeitskreis Steuerliche und Wirtschaftliche Fragen des Umweltschutzes) (2001): Positionspapier zur Stoff- und Produktbezogenen Umweltpolitik. – Berlin, April 2001. – Unveröffentlicht.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2000): Ergebnisse des informellen Treffens der EG-Umweltminister in Weimar. – In: FÜHR, M. (Hrsg.): Stoffstromsteuerung durch Produktregulierung. Rechtliche, ökonomische und politische Fragen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 175–195. – (auch veröffentlicht in der Sonderbeilage der vom BMU herausgegebenen Zeitschrift „Umwelt“ H. 6/1999).

BMU / UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2001): Handbuch Umweltcontrolling. – 2. Aufl. 2001. – München: Franz Vahlen.

BRANDT, E., RÖCKEISEN, S. (2000): Konzeption für ein Stoffstromrecht. – Berlin: Erich Schmidt. – Umweltbundesamt – Berichte 7/00. – 749 S.

CEN (Comité Européen de Normalisation) / SABE (Strategic Advisory Body on Environment) (2000): First year of the CEN Environmental Helpdesk – Current Situation and Future Perspectives. – SABE N225, 21.11.2000. – AGENDA ITEM: 2.1. – Unveröffentlicht.

CHARTER, M., YOUNG, A., KIELKIEWICZ-YOUNG, A. et al. (2001): Integrated Product Policy and Eco-Product Development. – In: CHARTER, M., TISCHNER, U. (Hrsg.): Sustainable Solutions. Developing Products and Services for the Future. – Sheffield: Greenleaf Publishing Ltd. – S. 98–116. – Internet: www.greenleaf-publishing.com/catalogue/sussol.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

DANWITZ, T. von (1995): Europarechtliche Bedeutung der Umweltnormung: Kompetenzen – Legitimation Binnenmarkt. – In: RENGELING, H.-W. (Hrsg.): Umweltnormung. Fünfte Osnabrücker Gespräche zum deutschen und europäischen Umweltrecht. – Köln u. a.: Carl Heymanns. – S. 187–216.

DI FABIO, U. (1996): Produktharmonisierung durch Normung und Selbstüberwachung. – Köln u. a.: Carl Heymanns.

EEB (European Environmental Bureau) (2001): EEB Response to the Commission Green Paper on Integrated Product Policy. – Brussels: EEB. – EEB Document n° 2001/008. – Graudruck.

Europäische Kommission (2001a): Grünbuch zur Integrierten Produktpolitik. – Brüssel. Europäische Kommission. – KOM (2001) 68 endgültig.

Europäische Kommission (2001b): Entscheidung der Kommission vom 28. Juni 2001. – ABl. EG Nr. L 190/21 vom 12. Juli 2001.

Europäische Kommission (2001c): Working paper for a directive of the European Parliament and of the Council on the Impact on the environment of electrical and electronic equipment. – Version 1.0, February 2001. – Internet: www.europa.eu.int/comm/enterprise/electr_equipment/eee/ (zuletzt aufgerufen im April 2002).

Europäischer Rat (1985): Entschließung des Rates über eine neue Konzeption auf dem Gebiet der technischen Harmonisierung und der Normung vom 7. Mai 1985 (85/C 136/01). – ABl. EG Nr. C 136/1.

European Consultative Forum on the Environment and sustainable Development (2000): Integrated Product Policy. A Statement. – Brüssel: 22. Juni 2000. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/forum/ipp_en.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

FALKE, J. (2001): Das Grünbuch zur integrierten Produktpolitik. Erste Etappe auf dem Weg zu einer Richtlinie über ökologische Produktverantwortung? – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 12, 314–321.

FELDHAUS, G. (2000): Umweltschutz und technische Normung. – In: Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts 2000. – Berlin: Erich Schmidt. – S. 169–189.

FÜHR, M. (Hrsg.) (2000): Stoffstromsteuerung durch Produktregulierung. Rechtliche, ökonomische und politische Fragen. – Baden-Baden: Nomos.

FÜHR, M. (2001): Anforderungen an ein umweltorientiertes Produktrecht. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 12, 297–302.

GOLDING, A. (2000): Internationale Produktnormung – Perspektive der Umweltschutzverbände. – In: FÜHR, M. (Hrsg.): Stoffstromsteuerung durch Produktregulierung. Rechtliche, ökonomische und politische Fragen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 115–127.

GRIEM, N. (2000): Produktionsintegrierter Umweltschutz. Förderung eines geringeren Stoff- oder Energieverbrauchs im Produktionsverfahren durch das Recht, dargestellt am Beispiel der immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen. – Berlin: Duncker und Humblot.

HAGEMANN, H., SIMSHÄUSER, U. (2000): Instrumente und Strategien zur Förderung nachhaltigen Konsums. Evaluation und Optimierung. Abschlußbericht (UBA Umweltforschungsplan 1997, Nr. 209 01 216/02). – Hrsg.: Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW). – Berlin: IÖW. – unveröffentlicht.

KLINDT, T. (2001): Die CE-Kennzeichnung als umweltbezogene Produktaussage – Ökologisierung des technischen Sicherheitsrechts? – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 12, 321–326.

KRÄMER, L. (2000): Perspektiven eines EG-Stoffstromrechts: Vom Gefahrstoff- und Abfallrecht zu einer umweltorientierten Produktregelung auf Gemeinschaftsebene. – In: FÜHR, M. (Hrsg.): Stoffstromsteuerung durch Produktregulierung. Rechtliche, ökonomische und politische Fragen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 225–245.

KUCK, M. P., RIEHL, M. F. (2000): Umweltschutz durch staatliche Einflussnahme auf die stoffliche Beschaffenheit von Konsumentenprodukten. – Baden-Baden: Nomos.

LEHMANN, K. (2000): Internationale Produktnormung Perspektive der Normungsorganisationen. – In: FÜHR, M. (Hrsg.): Stoffstromsteuerung durch Produktregulierung. Rechtliche, ökonomische und politische Fragen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 107–114.

PANT, R., JAGER, J., ATIK, A. et al. (1998): Methoden und Instrumente zur Einbindung einer vergleichenden ökologischen Beurteilung von Lösungsalternativen in den Produktentwicklungsprozeß. – In: VDI Gesellschaft Entwicklung Konstruktion Vertrieb (Hrsg.): Markt- und Kostenvorteile durch Entwicklung umweltverträglicher Produkte. – Düsseldorf: VDI Verlag. – VDI-Berichte 1400. – S. 141–170.

REHBINDER, E., SCHMIHING, C. (2000): Ökobilanzen als Instrumente des Umweltrechts. – Berlin: Erich Schmidt. – 186 S.

RÖNCK, R. (1995): Technische Normen als Gestaltungsmittel des Europäischen Gemeinschaftsrechts. – Berlin: Duncker & Humblot. – 312 S.

ROSSNAGEL, A. (1996): Europäische Techniknormen im Lichte des Gemeinschaftsvertragsrechts. – Deutsches Verwaltungsblatt Jg. 116, 1181–1189.

RUBIK, F., TEICHERT, V. (1997): Ökologische Produktpolitik. Von der Beseitigung von Stoffen und Materialien zur Rückgewinnung in Kreisläufen. – Stuttgart: Schäffer-Poeschel. – 451 S.

SCHLIESSNER, U. (2001): Integrated Product Policy: Where is the EU heading?. – European Environmental Law Review Vol. 10, 86–88.

SCHULTE, M. (1998): Materielle Regelungen: Umweltnormung. – In: RENGELING, H.-W. (Hrsg.): Handbuch zum deutschen und europäischen Umweltrecht. Bd.1. – Köln u.a.: Carl Heymanns. – S. 449–499.

SMITH, D. (2000): Developing the Foundation for Integrated Product Policy in the EU, – Report to the DG Environment, European Commission, 23. June 2000. – Internet: www.ewindows.eu.org/Industry/integrated_product_policy/eu/ipp_foundation.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

SPILLER, A. (1996): Ökologieorientierte Produktpolitik. Forschung, Medienberichte und Marktsignale. – Marburg: Metropolis. – 517 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 463 S.

VOELZKOW, H. (2000): Die Stärkung von Umweltinteressen in der europäischen Produktnormung. – In: FÜHR, M. (Hrsg.): Stoffstromsteuerung durch Produktregulierung. Rechtliche, ökonomische und politische Fragen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 129–142.

Kapitel 3.1.6

Europäische Kommission (2000): Achter Bericht über staatliche Beihilfen in der Europäischen Union. – Brüssel: Europäische Kommission. – KOM (2000) 205 endgültig.

Europäische Kommission (2001): Gemeinschaftsrahmen für staatliche Umweltschutzbeihilfen. – Abl. C37/03, 03. Februar 2001. – S. 15.

EWRINGMANN, D., THÖNE, M. (2001): Die europäische Beihilfenaufsicht im Umweltschutz – Analyse und Kritik des neuen Gemeinschaftsrahmens. – Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes; Förderkennzeichen 200 19 152. – Köln: Oktober 2001 – Unveröffentlicht.

FANKHAUSER, S. (1995): Valuing Climate Change: The Economics of the Greenhouse. – London: Earthscan. – 180 S.

FOUQUET, D. (2000): Zum Entwurf eines Gemeinschaftsrahmens für staatliche Umweltschutzbeihilfen (Stand des Entwurfs: 13. September 2000). – Zeitschrift für neues Energierecht Jg. 5, 170–172.

HÄRTEL, I. (2001): Kompensationszahlungen im Umweltschutz als Beihilfen im Sinne des EGV – dargestellt am Beispiel des § 19 Abs. 4 WHG. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 12, 380–386.

KOENIG, C., KUEHLING, J. (2001): Das Preussen Elektra-Urteil des EuGH: Freibrief für Abnahme- und Vergütungspflichten in der Energiewirtschaft. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht Jg. 20, 768–770.

KRIEGLSTEIN, F. B. (2001): Renewable Energy Schemes and EC State Aids Provisions. – European Environmental Law Review Vol. 10, 51–56.

KÜHLING, J. (2001): Von den Vergütungspflichten des Energieeinspeisungsgesetzes bis zur Deckungsvorsorge des Atomgesetzes: Die deutsche Energierechtsordnung im Koordinatensystem des Europäischen Beihilfenrechts. – Recht der Energiewirtschaft 2001, 93–102.

MICHAELIS, P. (1996): Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik. – Kiel: Institut für Weltwirtschaft. – Kieler Diskussionsbeiträge 270/271. – 56 S.

RODI, M. (2000): Die Subventionsrechtsordnung. Die Subvention als Instrument öffentlicher Zweckverwirklichung nach Völkerrecht, Europarecht und deutschem innerstaatlichen Recht. – Tübingen: Mohr Siebeck. – 845 S.

SCHALAST, C., HERMONIES, F. (2000): Kraft-Wärme-Kopplung und EU-Beihilfeverbot. – Energiewirtschaftliche Tagesfragen Jg. 50, 688–692.

Kapitel 3.2.1

ACEA (Association des Constructeurs Européens d'Automobiles) (1998): CO_2-Emissions from Cars. The EU Implementing the Kyoto Protocoll. – Brüssel: ACEA, Europäische Kommission. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/climat/acea.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

ADDINK, G. H. (1999): Implementation and Enforcement of the Kyoto Protocol after Buenos Aires November 1998. – Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts Nr. 49, 393–415.

AGARWAL, A., NARAIN, S. (1991): Global Warming in an Unequal World: A case of environmental colonialism. – New Delhi: Centre for Science and Environment. – 36 S.

Agenda 21 (1997): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio De Janeiro – Bonn: Bundesumweltministerium. – 359 S.

ALDY, J. E., ORSZAG, P. R., STIGLITZ, J. E. (2001): Climate Change: An Agenda for Global Collective Action. Conference on „The Timing of Climate Change Policies". – Pew Center on Global Climate Change. – 37 S. – Internet: www.aei.brookings.org/publications/related/climate.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

ARNDT, H.-W. (2000): Die Administration von Zwangsabgaben sollte nicht privaten Institutionen überlassen werden. – Nicht alles spricht für einen Emissionsrechtehandel. – Handelsblatt v. 15.8.2000. – S. 51.

ARNDT, H.-W., HEINS, B., HILLEBRAND, B. et al. (1998): Ökosteuern auf dem Prüfstand der Nachhaltigkeit. – Berlin: Analytica. – 256 S.

B.KWK (Bundesverband Kraft-Wärme-Kopplung e.V.) (2001): Stellungnahme des B.KWK zu dem Entwurf eines Gesetzes zum Schutz und zur Modernisierung der KWK (Referentenentwurf des BMWI vom 11.07.2001). – Internet: www.bkwk.de/Stellungnahme_KWKG.html (zuletzt aufgerufen im April 2002).

BADER, P. (2000): Europäische Treibhauspolitik mit handelbaren Emissionsrechten. – Empfehlungen für die Umsetzung der Kyoto-Verpflichtung vor dem Hintergrund US-amerikanischer Lizenzierungserfahrungen. – Berlin: Duncker und Humblot.

BANISTER, D., STEAD, D., STEEN, P. et al. (2000): European Transport Policy and Sustainable Mobility. – London: Spon Press. – 255 S.

BARTHOLMAI, B. (2000): Energieeinsparung im Wohnungsbestand – Investitionen müssen verstärkt werden. – DIW Wochenbericht 67 (31), 499–507.

BECKERMAN, W., PASEK, J. (1995): The equitable international allocation of tradable emission permits. – Global Environmental Change 5 (5), 405–413.

BECKER-NEETZ, G. (1988): Rechtliche Probleme der Umweltzertifikatmodelle in der Luftreinhaltepolitik. – Frankfurt a. M. u. a.: Peter Lang. – 301 S. – Europäische Hochschulschriften Reihe 2, Nr. 763.

BEER, J. de, PHYLIPSEN, D., BAHTES, J. (2001): Economic Evaluation of Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emission Reductions in Industry in the EU. – Utrecht: Ecofys. – 90 S.

BENESTAD, O. (1994): Energy Needs and CO_2 emissions. – Energy Policy 22 (9), 725–733.

BLOC, K., De JAGER, D., HENDRIKS, C. (2001): Economic Evaluation of Optimal Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/sectoral_objectives.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

BMU (2000a): Hintergrund. Nationales Klimaschutzprogramm – Eckpunkte für ein anspruchsvolles Ziel. – Internet: www.loske.de/web/html/framesets/fsumver/Dateien/veranstaltung08-05-2000%20Vortrag%20BMUhtml.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

BMU (2000b): Klimaschutzvereinbarung. – Umwelt H. 12, 632–635.

BMU (2001a): Hintergrundpapier: Der Beschluss von Bonn. Ergebnisse der 6. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention (COP6), Teil II in Bonn, 16. bis 27. Juli 2001 – Berlin: BMU. – Internet: www.bmu.de/download/dateien/klimakonferenz_hintergrund.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

BMU (2001b): Klimakonferenz von Marrakesch: Kyoto-Protokoll kann in Kraft treten –Berlin: BMU. – Internet: www.bmu.de/download/dateien/cop7.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

BMU (2002): Windkraft spart jetzt rund 10 Millionen Tonnen Kohlendioxid ein. – Berlin: BMU. – Pressemitteilung Nr. 12 vom 22. Januar 2002.

BMVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen) (2001a): Verkehr in Zahlen 2001/2002, Jg. 30. – Hamburg: Deutscher Verkehrs Verlag.

BMVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen) (2001b): Streckenbezogene LKW-Maut sorgt für verursachergerechte Anlastung der Wegekosten. – Berlin: BMVBW. – Internet: www.bmvbw.de (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

BMWI (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie) (2001): Nachhaltige Energiepolitik für eine zukunftsfähige Energieversorgung. – Energiebericht des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie. – Berlin: Möller Druck. – 109 S.

BORK, C. (2000): Steuern, Transfers und private Haushalte – Eine mikroanalytische Simulationsstudie der Aufkommens – und Verteilungswirkungen. – Frankfurt a. M.: Peter Lang. – 261 S. – Finanzwissenschaftliche Schriften Bd. 99.

BUND (Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland) (2001): BUND kritisiert SPD-Plan zur Ökosteuerreform. – Pressemitteilung des BUND vom 24. Mai 2001. – Berlin: BUND.

Bundesregierung (2001): Perspektiven für Deutschland. – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. – Entwurf der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. – Berlin: Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung. – 266 S. – Internet: www.dialog-nachhaltigkeit.de (zuletzt aufgerufen im Januar 2002).

BUTTERMANN, H. G., HILLEBRAND, B., LEHR, U. (1999): CO_2-Emissionen und wirtschaftliche Entwicklung. – Monitoring-Bericht 1998. – Essen: RWI. – 157 S. – Untersuchungen des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung H. 28.

BUTTERMANN, H. G., HILLEBRAND, B. (2000): Klimaschutzerklärung der deutschen Wirtschaft unter neuen Rahmenbedingungen. – Monitoring-Bericht 1999. – Essen: RWI. – 201 S. – Untersuchungen des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung H. 37.

BYRNE, J., WANG, Y.-D., LEE, H. et al. (1998): A equity- und sustainability-based policy response to global climate change. – Energy Policy 26 (4), 335–343.

CANSIER, D. (1999): Zielverwässerung der Umweltpolitik durch Selbstverpflichtungen der Wirtschaft? – In: MAUSER, A., BINDER, K.G. (Hrsg.): Ökonomie und Ökologie, Festschrift für Joachim Klaus. – Berlin: Duncker und Humblot. – S. 359–380.

CAPROS, P., MANTZOS, L. (2000): The Economic Effects of EU-Wide Industry-Level Emission Trading to Reduce Greenhouse Gases. Results from PRIMES Energy Systems Model. – Studie im Auftrag der Europäischen Kommission. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/primes.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

DEFRA (Department for Environment, Food & Rural Affairs) (2001): UK Emissions Trading Scheme. – Internet: www.defra.gov.uk/environment/climatechange/trading/index.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

DERWENT, H. (2001): Greenhouse Gas Trading in the UK. – In: BMU (Hrsg.): Emissions Trading and Joint Implementation as a Chance for the CEEC´s. – S. 47–51. – Internet: www.bmu.de/download/dateien/emissionshandel_01.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

DIW (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung) (2001a): Die gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen der ökologischen Steuerreform. – Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Finanzen, Endbericht. – Berlin.

DIW (2001b): Modellgestützte Analyse der ökologischen Steuerreform mit LEAN, PANTA RHEI und dem Potsdamer Mikrosimulationsprogramm. – DIW-Diskussionspapiere Nr. 248 – Berlin: DIW. – 28 S.

DVZ (Deutsche Verkehrs Zeitung) (2001): Verbraucher müssen Mautkosten tragen. – 55 (144) – S. 6.

ECCP (European Climate Change Programme) (2001): Report. – June 2001. – Brussels: Europäische Kommission. – 59 S. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/climat/eccp_report_0106.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

EICHHAMMER, W., BOEDE, U., GAGELMANN, F. et al. (2001): Treibhausgasminderungen in Deutschland und UK: Folge glücklicher Umstände oder gezielter Politikmaßnahmen? – Berlin: Umweltbundesamt.– 46 S. – UBA-Texte 02/01.

Enquete-Kommission (Enquete-Kommission Schutz der Erdatmosphäre des Deutschen Bundestages) (Hrsg.) (1995): Mehr Zukunft für die Erde – Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. – Bonn: Economica. – 1399 S.

Environmental Data Base (2001): Database on environmental taxes in the European Union Member States, plus Norway and Switzerland. – European Commission, DG Environment. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/env_database/database.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

Europäische Kommission (2000): Grünbuch zum Handel mit Treibhausgasemissionen in der Europäischen Union. – KOM (2000) 87.

European Commission (2000): Green Paper – Towards a European Strategy for the Security of Energy Supply. – COM (2000) 769 final.

Europäische Kommission (2001): Phasing out subsidies to fossil fuel production and consumption by 2010 – Datenblatt zum Nachhaltigkeitsgipfel in Göteborg. – Brüssel: Europäische Kommission.

European Commission (2001): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for greenhouse gas emissions trading within the European Community and amending Council Directive 96/61/EC. – COM (2001) 581.

European Parliament (1998): Resolution on climate change in the run-up to Buenos Aires. – Internet: www.europarl.eu.int/home/default_de.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

FAULDE, M., HOFFMANN, G. (2001): Vorkommen und Verhütung vektorassoziierter Erkrankungen des Menschen in Deutschland unter Berücksichtigung zoonotischer Aspekte. – Bundesgesundheitsblatt Nr. 44, 116–136.

FCCC (1992): Framework Convention on Climate Change. – In: BIRNIE, P., BOYLE, A. (Hrsg.): Basic Documents on International Law and the Environment. – Oxford: Clarendon Press. – S. 252–276.

FEES (Forum für Energiemodelle und Energiewirtschaftliche Systemanalyse in Deutschland) (1999): Energiemodelle zum Klimaschutz in Deutschland. Strukturelle und gesamtwirtschaftliche Auswirkungen aus nationaler Perspektive. – Heidelberg: Physica. – 344 S.

FICHTNER (2001): Ganzheitliche Energie- und Emissionsbilanzierung von Heizsystemen. – Düsseldorf: MVV Medien. – Internet: www.oeko.de/service/gemis/files/doku/fichtner_2001.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

FLATNITZER, K.-H., HERRMANN, M., MOHNHAUPT, M. et al. (2001): Energieversorger müssen weiterhin mit „Kyoto“ rechnen. – Energiewirtschaftliche Tagesfragen 51 (6), 338–341.

FÖS (Förderverein Ökologische Steuerreform) (2002): EU-Energiesteuerharmonisierung macht kaum Fortschritte – Ökosteuer-News Januar 2002, S. 19. – Internet: www.foes-ev.de/downloads/oekosteuernews5.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

FOREST, C.E., STONE, P.H., SOKOLOV, A.P. et al. (2002): Quantifying Uncertainties in Climate System Properties with the Use of Recent Climate Observations. – Science Vol. 295. 113–117.

FRENZ, W. (2001): Klimaschutz und Instrumentenwahl. – Zum Stand nach der Konferenz von Den Haag und vor der Konferenz in Bonn. – Natur und Recht 23 (6), 302–311.

FRITSCHE, U. R., MATTHES, F. C. (2001): Stellungnahme zu den Ergebnissen der Studie „Ganzheitliche Energie- und Emissionsbilanzierung von Heizsystemen“. – Darmstadt, Berlin: Öko-Institut. – 10 S.

FUJII, Y. (1990): An assessment of the responsibility for the increase in CO_2 concentrations and intergenerational carbon accounts. – International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) Working Paper. – Laxenburg.

GANOPOLSKI, A., RAHMSTORF, S. (2001): Rapid changes of glacial climate simulated in a coupled climate model. – Nature Vol. 409, 153–158.

GITHEKO A. K., LINDSAY S. W., CONFALONIERI U. E. et al. (2000): Climate change and vector-borne diseases: a regional analysis. – Bulletin of the World Health Organization 78 (9), 1136–1147.

GLEICK, P. H. (1993): Water in the 21. Century. – In: GLEICK, P. H. (Hrsg.): Water in Crisis. – Oxford: University Press. – S. 105–114.

GOHLISCH, G., MALOW, M. (1999): Umweltauswirkungen von Geschwindigkeitsbeschränkungen. – Berlin: Umweltbundesamt. – 53 S. – UBA-Texte 40/99.

GRATZ, N. G. (1999): Emerging and resurging vectorborne diseases. – Annual Reviews Entomology Vol. 44, 51–75.

Greenpeace (2000): – Russland: Öl- und Gaslecks abdichten – Atomkraftwerke abschalten. – Internet: www.greenpeace.de/GP_DOK_3P/HINTERGR/C12HI27.HTM (zuletzt aufgerufen im April 2002).

GROHMANN, W.-R. (2001): Klimaschutz durch Emissionshandel – Sichtweisen und Erfahrungen der BP. – In: Rengeling, H.-W. (Hrsg.): Klimaschutz durch Emissionshandel. – Achte Osnabrücker Gespräche zum deutschen und europäischen Umweltrecht am 26. und 27. April 2001. – Köln u. a.: Carl Heymanns. – S. 179–185.

GRUBB, M., SEBENIUS, J., MAGALHAES, A. et al. (1992): Sharing the Burden. – In: MINTZER, I. M. (Hrsg.): Confronting Climate Change. – Risks, Implications and Responses. – Cambridge University Press. – S. 305–322.

GRÜBLER, A., NAKICENOVIC, N. (1994): International Burden Sharing in Greenhouse Gas Reduction. – Laxenburg. – 94 S.

GVSt (Gesamtverband des deutschen Steinkohlenbergbaus) (Hrsg.) (2000): Steinkohle, Argumente. – Essen: GVSt. – 41 S.

GVSt (Gesamtverband des deutschen Steinkohlenbergbaus) (2001): Steinkohle – Jahresbericht. – Essen: B.o.s.s Druck – 79 S.

HANSJÜRGENS, B. (2001): Umweltzertifikate – Erfahrungen in den USA und Lehren für Deutschland. – In: Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen e.V. (Hrsg.): Umweltlizenzen und Umweltzertifikate. – Dokumentation des Workshops der Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen am 31. August 2000. – Bonn: Eigendruck. – S. 43–52.

HARDERS, E. (2001): Grundlagen aus deutscher Sicht. – In: Rengeling, H.-W. (Hrsg.): Klimaschutz durch Emissionshandel. – Achte Osnabrücker Gespräche zum deutschen und europäischen Umweltrecht am 26. und 27. April 2001. – Köln u. a.: Carl Heymanns. – S. 47–56.

HARRIES, J. E., BRINDLEY, H. E., SAGOO, P. J. et al. (2001): Increase in greenhouse forcing inferred from the outgoing longwave radiation spectra of the Earth in 1970 and 1997. – Nature Vol. 410, 355–357.

HEIN, J. (2001): Kosteneffiziente Klimavorsorge durch flexible Instrumente, – In: Rengeling, H.-W. (Hrsg.): Klimaschutz durch Emissionshandel. – Achte Osnabrücker Gespräche zum deutschen und europäischen Umweltrecht am 26. und 27. April 2001. Köln u.a.: Carl Heymanns. – S. 165–178.

HEISTER, J. (1990): Handelbare Emissionsrechte für Kohlendioxid – Möglichkeiten einer Verringerung der Kohlendioxid- und Stickoxid-Emissionen. – Tübingen: J. C. B. Mohr (Paul Siebeck). – 292 S. – Kieler Studien Nr. 237

HEISTER, J., MICHAELIS, P. (1991): Handelbare Emissionsrechte für Kohlendioxid. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 4 (1), 68–80.

HILLEBRAND, B. (1999): Sektorale Wirkungen der Energiesteuerreform 1999. – Essen: RWI. – 48 S.

HILLEBRAND, B., BUTTERMANN, H. G., OBERHEITMANN, A. (1997): CO_2-Emissionen der deutschen Industrie – ökologische und ökonomische Verifikation. – Essen: RWI. –150 S. – Untersuchungen des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung (RWI) H. 23.

HMULF (Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten) (2001): Pilotprojekt „Planspiel zum CO_2-Emissinshandel“. Abschlußbericht – Ergebnisse und Empfehlungen. – Wiesbaden: Eigendruck.

HOUGHTON, J. (1997): Globale Erwärmung. – Berlin, Heidelberg: Springer. – 230 S.

IEA (International Energy Agency) (2001): World Energy Outlook: Assessing Today’s Supplies to Fuel Tomorrow’s Growth. – Paris: OECD. – 421 S.

IFEU (Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg) (2001): Fortschreibung Daten und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980–2000. – Im Auftrag des Umweltbundesamtes: UFOPLAN 01.

IGBP (International Geosphere-Biosphere Programme) (2001): Environmental Variability and Climate Change. – IGBP Science No. 3. – 36 S.

IPCC (1996a): Climate Change 1995. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report. – Cambridge: University Press.

IPCC (1996b): Climate Change 1995. Economic and Social Dimensions of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report. – Cambridge: University Press.

IPCC (2001a): Climate Change 2001. The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – Cambridge: University Press. – 880 S.

IPCC (2001b): Climate Change 2001. Mitigation. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – Cambridge: University Press. – 752 S.

IPCC (2001c): Summary for Policymakers to Climate Change 2001: Synthesis Report of the IPCC Third Assessment Report. – Internet: www.ipcc.ch (zuletzt aufgerufen im April 2002).

IPCC (2001d): Summary for Policymakers. Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability.

A report of Working Group II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – Internet: www.ipcc.ch (zuletzt aufgerufen im April 2002).

JETTEN, T. H., MARTENS, W. J., TAKKEN, W. (1996): Model Stimulations to Estimate Malaria Risk under Climate Change. – Journal of Medical Entomology 33 (3), 361–371.

KEAY-BRIGT, S. (2000): A critical analysis of the voluntary fuel economy agreement, established between the European automobile manufacturers and the European Commission, with regard for its capacity to protect the environment. – Brussels: EEB. – 73 S.

KEMFERT, C., WELSCH, H. (2000): Energy-Capital-Labor Substitution and the Economic Effects of CO_2-Abatement: Evidence for Germany. – Journal of Policy Modeling Vol. 22, 641–660.

KLEPPER, G. (2001): Integrated Climate Research. Coupling of Models from Natural and Social Sciences. – Newsletter der Europäischen Akademie Nr. 28, 1–3. – Internet: www.europaeische-akademie-aw.de/akademiebrief/Nummer28.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

KNUDSEN, A. B., ROMI, R., MAJORI, G. (1996): Occurrence and spread in Italy of Aedes albopictus, with implications for its introduction into other parts of Europe. – Journal of the American Mosquito Control Association No. 12, 177–183.

KOCH, H.-J., WIENEKE, A. (2001): Klimaschutz durch Emissionshandel. – Deutsches Verwaltungsblatt Jg. 116, 1085–1160.

KOST, T. (1999): Oberste Priorität – Die Abfallwirtschaft kann durch die Vermeidung von Methanemissionen aus Deponien einen wichtigen Beitrag für den Klimaschutz leisten. – Müllmagazin Nr. 3, 62–70.

KOTTMEIER, B. (2000): Recht zwischen Umwelt und Markt. Zur rechtlichen Zulässigkeit von Kompensations- und Zertifikatmodellen im Umweltschutz. – Aachen: Verlag Mainz.

KRÄMER, L. (2001): Rechtsfragen betreffend den Emissionshandel mit Treibhausgasen der Europäischen Gemeinschaft. – In: Rengeling, H.W. (Hrsg.): Klimaschutz durch Emissionshandel. – Achte Osnabrücker Gespräche zum deutschen und europäischen Umweltrecht am 26. und 27. April 2001. – Köln u.a.: Carl Heymanns. – S. 1–45.

KRAUSE, F., KOOMEY, J., OLIVIER, D. (2000): Cutting Carbon Emissions While Making Money – Climate Saving Energy Strategies for the European Union. – Revised edition. – EL Cerrito: International Project for Sustainable Energy Paths. – Internet: www.ipsep.org (zuletzt aufgerufen im April 2002).

KVERNDOKK, S. (1995): Tradeable CO_2 Emission Permits: Initial Distribution as a Justice Problem. – Environmental Values Vol. 4, 129–148.

KWK-Vereinbarung (2001): Vereinbarung zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der deutschen Wirtschaft zur Minderung der CO_2-Emissionen und der Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung v. 25. Juni 2001. – Internet: www.bkwk.de/Vereinbarung%20paraf%20Vers.pdf (zuletzt aufgerufen im November 2001).

LEGGE, T. (2001): Emissions Trading: Remarks from the EU Perspective. – In: BMU (Hrsg.): Emissions Trading and Joint Implementation as a Chance for the CEEC´s. – Berlin: BMU. – S. 67–75. – Internet: www.bmu.de/download/dateien/emissionshandel_01.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

LEMONS, J., HEREDIA, R., JAMIESON, D. et al. (1995): Climate Change and Sustainable Development. – In: LEMONS, J., BROWN, D.A. (Hrsg.): Sustainable Development: Science, Ethics, and Public Policy. – Dordrecht, Boston und London: Kluwer. – S. 110–157.

LEWIS, R. (2001): BP: Practical Experiences with GHG Emissions Trading. – In: BMU (Hrsg.): Emissions Trading and Joint Implementation as a Chance for the CEEC´s. – Berlin: BMU. – S. 77–79. – Internet: www.bmu.de/download/dateien/emissionshandel_01.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

LINDSAY, S. W., BIRLEY, M. H. (1996): Climate change and malaria transmission. –In: Ann. Trop. Med. Parasitol. 90 (6), 573–588.

LOMBORG, B. (2001): The Sceptical Environmentalist. – Cambridge: University Press. – 515 S.

LOSKE, R. (2001): Die Lizenz zum Handeln mit Kohlendioxid und Co. – In: Frankfurter Rundschau vom 13. November 2001. – S. 28.

LÜBBE-WOLFF, G. (2001): Der britische Emissionshandel – Vorbild für Deutschland ? – Energiewirtschaftliche Tagesfragen 51 (6), 342–345.

MARKEWITZ, P., NOLLEN, A., POLKLAS, T. (1998): Die Altersstruktur und Fortschreibung des Kraftwerksbestandes in den alten Bundesländern. – Jülich: Forschungszentrum Jülich.

MARKEWITZ, P., MARTINSEN, D., STEIN, G. (2001): Wo sind effiziente Ansätze für eine CO_2-Reduktion? – Physikalische Blätter 57 (11), 67–73.

MATTHES, F. C. (2001): Ausgewählte Umsetzungsfragen einer Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung im Lichte der aktuellen energiewirtschaftlichen und energiepolitischen Rahmenbedingungen. – Zeitschrift für Neues Energierecht 5 (3), 155–161.

MATTHES, F. C. (2002): Einige Anmerkungen zum Energiebericht des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie „Nachhaltige Energiepolitik für eine zukunftsfähige Energieversorgung“. – Berlin: Öko-Institut. – 10 S.

MATTHES, F. C., ZIESING, H.-J. (2000): Zur Ökologischen und Ökonomischen Bewertung der Kraft-Wärme-Kopplung. – Kurzexpertise des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung und des Öko-Institut im Rahmen

der wissenschaftlichen Begleitung des Energiedialogs – im Auftrag des BMFT. – Berlin: DIW. – 78 S.

MATTHES, F. C., ZIESING, H.-J. (2001): Das Parlament muss handeln. – Zeitung für kommunale Wirtschaft vom 6. Oktober 2001. – S. 32.

MENNE, B., LASCHEWSKI, G., KOVATS, R.S. et al. (2000): Methoden zur Erforschung der Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Gesundheit. –Umweltmedizin in Forschung und Praxis 5 (4), 193–202.

METZGER, B. R., PELCHEN, A. (2001): Wie können Unternehmen von einem CO_2-Emissionshandel profitieren? – Energiewirtschaftliche Tagesfragen 51 (10), 625–629.

MEYER, A. (1999): The Kyoto Protocol and the Emergence of ‚Contraction and Convergence' as a Framework for an International Political Solution to Greenhouse Gas Emission Abatement. – In: HOHMEYER, O., RENNINGS, K. (Hrsg.): Man-Made Climate Change. – Mannheim: Physica. – S. 291–345.

MEYER, B. (2001a): Gesamtwirtschaftliche Wirkungen marktwirtschaftlicher Instrumente zur Vermeidung von Luftschadstoffemissionen. – In: RENGELING, H. W., HOF, H. (Hrsg.): Instrumente des Umweltschutzes im Wirkungsverbund. – Baden-Baden: Nomos. – S. 217–234.

MEYER, B. (2001b): Ökologisch kontraproduktive Subventionen im Energiebereich –Diskussionspapier/Dokumentation und Hintergrundmaterial zu Vorträgen. – Unveröffentlicht; Email: bettina.meyer@umin.landsh.de.

MEYER, B., BOCKERMANN, A., EWERHART, G. et al. (1999): Marktkonforme Umweltpolitik – Wirkungen auf Luftschadstoffemissionen, Wachstum und Struktur der Wirtschaft. – Heidelberg: Physica. – 240 S.

MEYER, C., STRÖBELE, W. (2001): Ökonomische und institutionelle Beurteilung des Zertifikatehandels für CO_2 in der EU. – In: RENGELING, H.W. (Hrsg.): Klimaschutz durch Emissionshandel. – Achte Osnabrücker Gespräche zum deutschen und europäischen Umweltrecht am 26. und 27. April 2001. – Köln u.a.: Carl Heymanns.– S. 57–93.

MEZ, L., PIENING, A. (1999): Ökologische Modernisierung des Energiesektors durch KWK. – WSI Mitteilungen 52 (9), 605–612.

MICHAELIS, P. (1997): Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstofffall – Eine theoretische und empirische Analyse – Habil. – Tübingen: J.C.B. Mohr. – 244 S. – Kieler Studien Nr. 280

Mineralölwirtschaftsverband (2002): Absatzentwicklung in Deutschland 1999, 2000, 2001. – Schriftliche Mitteilung am 28. Januar 2002.

Nachhaltigkeitsrat (2001): Rat für Nachhaltige Entwicklung: Ziele zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Schwerpunktthemen. – Dialogpapier des Nachhaltigkeitsrates.

NAKICENOVIC, N., SWART, R. (Eds.)(2000): IPCC Special Report on Emissions Scenarios. – Cambridge u. a.: Cambridge University Press. – 599 S.

NAUCKE T. J., PESSON B. (2000): Presence of Phlebotomus (Transphlebotomus) Mascittii grassi, 1908 (Diptera : Psychodidae) in Germany. – Parasitology Research 86 (4), 335–336.

NITSCH, J., FISCHEDICK, M., ALLNOCH, N. et al. (2000): Klimaschutz durch Nutzung erneuerbarer Energien. – Berlin: Erich Schmidt. – 519 S.

NORDHAUS, W. D. (1994): Managing the Global Commons: The Economics of Climate Change. – Cambridge, Mass: MIT Press. – 213 S.

NRC (National Research Council / Committee on the Science of Climate Change) (2001): Climate Change Science: An Analysis of Some Key Questions. – Washington D. C.: National Academy Press.

OBERTHÜR, S., OTT, H. E. (2000): Das Kyoto-Protokoll. Internationale Klimapolitik für das 21. Jahrhundert. – Opladen: Leske + Budrich. – 440 S.

OECD (1997): Environmental Implications of Energy and Transport Subsidies. – Vol. 2: Supports to the Coal and the Electricity Sector. – Paris: OECD. – 450 S.

OECD (2001a): Umweltprüfberichte Deutschland. – Paris: OECD. – 249 S.

OECD (2001b): OECD Environmental Strategy for the First Decade of the 21st Century – Adopted by the OECD Environment Ministers, 16 May 2001. – Paris: OECD. – 21 S.

PARRY (Hrsg.) (2000): (Assessment of potential Effects and Adaption for Climate Change in Europe: The Europe ACAIA Project. – Norwich: Jackson Environment Institute, University of East Anglia. – 320 S.

PATZ J. A., EPSTEIN P. R., BURKE T. A. et al. (1996): Global climate change and emerging infectious diseases. – JAMA (Journal of the American Medical Association) 275 (3), 217–223.

PEDERSEN, S. L. (2000): The Danish CO_2-Emissions Trading System. – Review of European Community and International Environment Law 9 (3), 223–231.

PETSCHEL-HELD, G., SCHELLNHUBER, H.-J., BRUCKNER, T. et al. (1999): The Tolerable Window Approach: Theoretical and Methodological Foundations. – Climate Change Vol. 41, 303–331.

PIEPER, H. (2001): Position des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie zum Emissionsrechtehandel. – In: Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen e.V. (Hrsg.): Umweltlizenzen und Umweltzertifikate. – Dokumentation des Workshops der Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen am 31. August 2000. – Bonn: Eigendruck. – S. 67–76.

POSTEL, S. (1993): Water and Agriculture. – In: GLEICK, P. H. (Hrsg.): Water in Crisis. – Oxford: University Press. – S. 56–66.

PRAETORIUS, B., ZIESING, H.-J. (2001): Quotenmodell für Kraft-Wärme-Kopplung mit handelbaren Zertifikaten. – Zeitschrift für Energiewirtschaft 25 (2), 107–123

Pressemitteilung NRW (2001): Ministerpräsident Clement fordert nationalen Energiesockel von 15 Prozent der Primärenergieerzeugung – „Jetzt schnellstens Pflöcke setzen für die Zukunft der Steinkohle“. – Pressemitteilung vom 16. März 2001. – Düsseldorf: Landespresse- und Informationsamt des Landes NRW.

PRINN, R. G. (1999): Understanding and Predicting Climate Change. – In: SCHRÖDER, M., LINGNER, S. (Hrsg.): Modelling Climate Change and its Economic Consequences. – A Review. – Bad-Neuenahr-Ahrweiler: Europäische Akademie – S. 9–33. – Graue Reihe Nr. 15.

Prognos AG (2001): Energiepolitische und gesamtwirtschaftliche Bewertung eines 40 %-Reduktionsszenarios. – Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie. – Berlin.

RAWLS, J. (1971): A Theory of Justice. – Cambridge, Mass.: Belknap Press of Harvard Univ. Press. – 607 S.

RAYNER, S., MALONE, E., THOMPSON, M. (1999): Equity Issues and Integrated Assessment. – In: TOTH, F. (Hrsg.): Fair Weather: Equity Concerns in Climate Change. – London: Earthscan. – S. 11–43.

REES, M., EVERS, R. (2000): Proposals for Emissions Trading in the United Kingdom. – Review of European Community and International Environment Law 9 (3), 232–238.

REHBINDER, E. (1998): Übertragbare Umweltgenehmigungen (Lizenzen) aus juristischer Sicht. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung Sonderheft Nr. 9, 70–81.

REHBINDER, E. (2002): Handel mit Emissionsrechten für Treibhausgase in der europäischen Union. – Umwelt- und Planungsrecht 22 (1), 1–10.

REICHERT, J., SCHÖN, M. (1997): CH_4-Emissionen und Emissionsminderungsmöglichkeiten bei der Gewinnung und beim Transport von Erdgas. – Karlsruhe: Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. – 20 S.

REISEN, W. K., MEYER, R. P., PRESSER, S. B. et al. (1993): Effects of the Temperature on the transmission of western equine encephalomyelitis and St Louis encephalitis viruses by Culex taralis. – Journal of Medical Entomology Vol. 30, 151–160.

RENGELING, H.-W. (2000): Handel mit Treibhausgasemissionen. – Deutsches Verwaltungsblatt, S. 1725–1734.

RENNINGS, K., HOHMEYER, O. (1999): Linking Weak and Strong Sustainable Indicator: The Case of Global Warming. – In: HOHMEYER, O. und RENNINGS, K. (Hrsg.): Man Made Climate Change: Economic Aspects and Policy Options. – Heidelberg u. a.: Physica. – S. 83–110.

RENTZ, H. (1999): Klimapolitik nach Buenos Aires. – Energiewirtschaftliche Tagesfragen 49 (1/2), 54–58.

RODHAIN, F. (1995): Aedes albopictus: a potential problem in France. – Parassitologia 37 (2/3), 115–119.

ROHNER, M., EDENHOFER, O. (1996): Ökonomie und Klimawandel: Kann sich die Klimapolitik auf die Nutzen-Kosten-Analyse verlassen? – In: BRAUCH, H.-G. (Hrsg.): Klimapolitik: Naturwissenschaftliche Grundlagen, internationale Regimebildung und Konflikte, ökonomische Analysen sowie nationale Problemerkennung und Politikumsetzung. – Berlin, Heidelberg: Springer. – S. 153–168.

SAGAR, A. D. (2000): Wealth, Responsibility, and Equity: Exploring an Allocation Framework for Global GHG Emissions. – Climatic Change Vol. 45, 511–527.

SCHÄFER, A. (2002): Ökonomische Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Forst- und Holzwirtschaft. – Manuskript zur Veröffentlichung bei der Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht eingereicht.

SCHAFHAUSEN, F. (2000): Zertifikatsregelung – Konzeptionelle Schwierigkeiten, instrumentelles Leistungsvermögen, erforderliche Rahmenbedingungen. – In: Deutsche Ausgleichsbank (Hrsg.): Umweltlizenzen und Umweltzertifikate. – Ein marktwirtschaftliches Instrument mit Zukunft für Deutschland? – Tagungsband des 26. Umweltforums der Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen e.V. (AGU) am 25. November 1999. – Bonn: Vahlich. – S. 27–42.

SCHEELHAASE, J. (1994): Abgaben und Zertifikate als Instrumente zur CO_2-Reduktion in der EG. Ausgestaltung und regionalwirtschaftliche Wirkungen. – München: ifo Institut für Wirtschaftsforschung. – 317 S. – ifo-Studien zur Umweltökonomie Bd. 19.

SCHEELHAASE, J. (2001): Klimaschutz und Arbeitsplätze. – Frankfurt a.M. Peter Lang. – 249 S.

SCHEER, H. (2001): Ökosteuer zwischen Akzeptanzkrise und wirtschaftsstrategischer Optimierung. – Internet: www.hermann-scheer.de/pdf/Oeko-Steuer-Vermerk-MdB.PDF (zuletzt aufgerufen im April 2002).

SCHIFFER (2001): Deutscher Energiemarkt 2000 – Primärenergie – Treibhausgas –Emissionen – Mineralöl – Braunkohle – Steinkohle – Erdgas – Elektrizität – Energiepreise – Importrechnung. – Energiewirtschaftliche Tagesfragen 51 (3), 106–120.

SCHLEGELMILCH, K. (2001): Telefonische Mitteilung Dr. Kai Schlegelmilch am 7. Juni 2001. – BMU, AG Z II 6 (Arbeitsgruppe Umwelt und Energie, Klimaschutzprogramm der Bundesregierung).

SCHLESINGER, M., ECKERLE, K., HAKER, K. et al. (1999): Die längerfristige Entwicklung der Energiemärkte im Zeichen von Wettbewerb und Umwelt. – Kurzfassung – Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie. – Basel: Prognos AG. – 28 S.

SCHMITT-RADY, B. (1999): Die Umsetzung des Zertifikatsmodells im Luftreinhalterecht der USA: zukunftsweisende Alternative zur Auflagenpolitik – Baden-Baden:

Nomos – 343 S. – Frankfurter Schriften zum Umweltrecht Nr. 19.

SCHNEIDER, J.-P. (2001): Zur Ökonomisierung von Verwaltungsrecht und Verwaltungsrechtswissenschaft. – Die Verwaltung Bd. 34, 317–345.

SCHÖNWIESE, C.-D. (1996): Naturwissenschaftliche Grundlagen: Klima und Treibhauseffekt. – In: BRAUCH, H.-G. (Hrsg.): Klimapolitik. – Berlin, Heidelberg: Springer. – S. 3–20.

SCHRÖDER, M., CLAUSSEN, M., GRUNWALD, A. et al. (2002): Klimavorhersage und Klimavorsorge. – Berlin, Heidelberg: Springer.

SCHWARZE, R., ZAPFEL, P. (1998): Klimaschutzzertifikate ante portas. Eine Analyse der Instrumente der internationalen Klimaschutzpolitik nach Kyoto. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 21 (4), S. 493–509.

SCHWEER, R. (2001): Simulation of Carbon Dioxide Emissions Trading. – In: BMU (Hrsg.): Emissions Trading and Joint Implementation as a Chance for the CEEC´s. – S. 63–66. – Internet: www.bmu.de/download/dateien/emissionshandel_01.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

SHUE, H. (1992): The Unavoidability of Justice. – In: HURRELL, A., KINGSBURY, B. (Hrsg.): The International Politics of the Environment. – Oxford: Clarendon Press. – S. 373–397.

SHUKLA, P. R. (1999): Justice, Equity and Efficiency in Climate Change: A Developing Country Perspective. – In: TOTH, F. (Hrsg.): Fair Weather: Equity Concerns in Climate Change. – London: Earthscan. – S. 145–159.

SMITH, K. R. (1996): The Natural Debt: North and South. – In: GIAMBELLUCA, T.G., HENDERSON-SELLERS, A. (Eds.): Climate Change: Developing Southern Hemisphere Perspectives. – Chicester, New York: John Wiley and Sons – S. 423–448.

SØRENSEN, M. P. (2001): Emissions Trading in Denmark. – In: BMU (Hrsg.): Emissions Trading and Joint Implementation as a Chance for the CEEC´s. – S. 53–56. – Internet: www.bmu.de/download/dateien/emissionshandel_01.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1996a): Umweltgutachten 1996 – Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Pöschel. – 463 S.

SRU (1996b): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Pöschel. –127 S.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998 – Umweltschutz: Erreichtes Sichern – Neue Wege gehen. – Stuttgart: Metzler-Pöschel. – 383 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000 – Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Pöschel. – 678 S.

SRU (2002): Sondergutachten Naturschutz. – In Vorbereitung.

Statistik der Kohlewirtschaft e.V. (2001): Steinkohle im Überblick. – Internet: www.kohlenstatistik.de/TABELLE.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

STEEN, P. H. (2001): Diskussionsbemerkung im Zusammenhang mit dem Vortrag: Handelbare Emissionsrechte und Quoten zur Förderung erneuerbarer Energie: Die Reform der Elektrizitätswirtschaft in Dänemark. – Konferenz „Handelbare Zertifikate im Klimaschutz: Internationale Erfahrungen und Projekte“ der Kreditanstalt für Wiederaufbau. – Frankfurt am Main: KfW – Internet: www.kfw.de/DE/Research/Sonderthem68/Handelbare.jsp (zuletzt aufgerufen im April 2002).

STEIN, G., STROBEL, B. (Hrsg.) (1999): Politikszenarien für den Klimaschutz. – Untersuchung im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Jülich: Forschungszentrum. – 201 S. – Schriften des Forschungszentrums Jülich. – Reihe Umwelt Bd. 20.

STRÖBELE, W. (2001): Der EU-Entwurf ist wenig nützlich. – ifo Schnelldienst Nr. 19, 4–8.

TOL, R. S., FANKHAUSER, S., RICHELS, R.G. et al. (2000): How Much Damage Will Climate Change Do? – World Economics 1 (4), 179–206.

TRITTIN, J., MEACHER, M. (2000): Don´t be vague in The Hague – Keine vagen Versprechungen in Den Haag. – FAZ vom 2.9.2000. – S. 7.

UBA (Umweltbundesamt) (2001): Daten zur Umwelt, Ausgabe 2000. — Berlin: Erich Schmidt Verlag. – 380 S. – UMK (Umweltministerkonferenz)

Umweltbrief (2000): Selbstverpflichtung der Wirtschaft zum Klimaschutz erfolgreich weiterentwickelt. – Umweltbrief H. 12, 1–2.

VKU (Verband der Kommunalen Unternehmen) (2001): Stellungnahme in der öffentlichen Anhörung des Ausschusses für Wirtschaft und Technologie vom 7.11.2001 zum KWK-Gesetz. – Ausschuss-Drucksache 362/14 a

WGBU (1999): Welt im Wandel – Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. – Jahresgutachten 1998. – Berlin, Heidelberg, New York: Springer. – 378 S.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2001): Die Chance von Johannisburg: – Eckpunkte einer Verhandlungsstrategie. – Politikpapier 1 zum Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung (WSSD) in Johannesburg. – 20 S. – Internet: www.wbgu.de/WBGU/wbgu_pp2001.html (zuletzt aufgerufen im April 2002).

WELSCH, H. (1996): Klimaschutz, Energiepolitik und Gesamtwirtschaft. Eine allgemeine Gleichgewichtsanalyse für die Europäische Union. – München: Oldenbourg. – 301 S.

WOODWARD, R. T., BISHOP, R. C. (1997): Uncertainty-based Choice Rules in Environmental Policy. – Land Economics 73 (4), 492–507.

WOODWELL, G. M., MACKENZIE, F. T. (1995): Biotic Feedbacks in the Global Climate System. – New York: Oxford University Press.

Wuppertal Institut (2001): Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie, Öko-Institut, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung: Bewertung eines Ausstiegs aus der Kernenergie aus klimapolitischer und volkswirtschaftlicher Sicht. – Mit überarbeiteter Zusammenfassung vom Januar 2001. – Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

ZAHRNT, A., SEICHE, M. (2001): Emissionshandel – effizientes Instrument oder Mogelpackung? – ifo-Schnelldienst Nr. 19, 12–14.

ZIESING, H.-J. (2001a): CO_2-Emissionen: Trendwende noch nicht in Sicht. – DIW Wochenbericht 68 (45), 725–737.

ZIESING, H.-J. (2001b): Höhere CO_2-Emissionen im Jahr 2000. – DIW Wochenbericht 68 (6), 91–99.

ZIMMERMANN, H. (2000): Vorzüge von Zertifikaten als Instrument der Umweltpolitik. – In: Deutscher Ausgleichsbank (Hrsg.): Umweltlizenzen und Umweltzertifikate – Ein marktwirtschaftliches Instrument mit Zukunft für Deutschland? – Tagungsband des 26. Umweltforums der Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen e.V. (AGU) am 25. November 1999 in Bonn. – Bonn: Vahlich. – S. 19–26.

Kapitel 3.2.2.1

ABBEY, D. E., NISHINO, N., McDONELL, W. F. et al. (1999): Longterm inhalable Particles and other Air Pollutants Related to Mortality in Nonsmokers. – American Journal of Respiratory Respir and Critical Care Medicine Vol. 159, 373–382.

ABRAHAM, H. J., KUTZNER, K., LENSCHOW, P. et al. (2000): Situation in Berlin als regionaler Ballungsraum. Some ideas about the sources of PM10. – In: UBA (2000): Feinstaub. Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie. Bericht über ein Symposium am 26. und 27. Juni 2000. – Berlin: UBA. – WaBoLu-Hefte 02/00. – S. 195–203.

ACKERMANN-LIEBRICH, U., LEUENBERGER, P., SCHWARTZ, J. et al. (1997): Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. – American Journal of Respiratory Respir and Critical Care Medicine Vol. 155, 122–129.

ANDERSON, H. R., SPIX, C., MEDINA, S. et al. (1997): Air Pollution and Daily Admissions for Chronic Abstructive Pulmonary Disease in 6 European Cities: Results from the APHEA project. – European Respiratory Journal No. 10, 1064–1071.

APEG (Airborne Particle Expert Group) (1999): Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. The first report of the Airborne Particle Expert Group. – London: Department of Environment, Transport and the Regions.

ARESKOUG, H., ALESAND, T., HANSSON, H. C. et al. (2001): Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigatse källorna. – Stockholm: University of Stockholm and Swedish EPA Naturvårdsverket. – 25 S.

BHATIA, R., LOPIPERO, P., SMITH, A. H. (1998): Diesel Exhaust Exposure and Lung Cancer. – Epidemiology Vol. 9, 84–91.

BMU (2001a): Entwurf der Bundesregierung eines Siebten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. – Internet: www.bmu.de/fset800.php (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

BMU (2001b): Entwurf einer Neufassung der 22. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft – 22. BImschV). – Internet: www.bmu.de/fset800.php (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

BMU (2001c): Beschluss zur Novellierung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). – Internet: www.bmu.de/fset800.php (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

BRAUN-FAHRLÄNDER, C., VUILLE J.C., SENNHAUSER, F. H. et al. (1997): Respiratory Health and Long-term Exposure to Air Pollutants in Swiss Schoolchildren. – American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine Vol. 155, 1042–1049.

BRÜSKE-HOHLFELD, I., MÖHNER, M., AHRENS, W. et al. (1999): Lung Cancer Risk in Male Workers Occupationally Exposed to Diesel Motor Emissions in Germany. – American Journal of Industrial Medicine Vol. 36, 405–414.

BRÜSKE-HOHLFELD, I., SCHAFFRATH, R. A., WICHMANN, H.E. (2000): Lungenkrebsrisiko durch berufliche Dieselrußexposition – Ergebnisse einer verbesserten Expositionsquantifizierung. Abschlußbericht für die Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA). – Berlin u.a.: BauA. – S. 1–27.

BRUNEKREEF, B. (1997): Air Pollution and Life Expectancy: is there a Relation? – Occupational and Environmental Medicine Vol. 54, 871–784.

DANIELS, M., COMINICI, F., SAMET, J.M., ZEGER, S.L. (2000): Estimating Particulate Matter-mortality Dose-response Curves and Threshold Levels: an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities. – American Journal of Epidemiology Vol. 152, 397–406.

DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) (2001): MAK und BAT-Werte-Liste der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe. – Bonn: DFG.

DOCKERY, D. W., POPE, A. C., XU, X. et al. (1993): An Association Between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. – New England Journal of Medicine Vol. 329,1753–1759.

DOCKERY, D. W., CUNNINGHAM, J., DAMOKOSH, A. I. et al. (1996): Health Effects of Acid Aerosols on North

American Children: Respiratory Symptoms. – Environmental Health Perspectives Vol. 104, 500–505.

DONALDSON, K., STONE, V., McNEE, W. (1999): The Toxicology of Ultrafine Particles. – In: MAYNARD, R.L., HOWARD, C.V. (Hrsg.): Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health. – Oxford: BIOS Scientific Publications. – S. 115–129

DONALDSON, K., STONE, V., SEATON, A., MACNEE, W. (2001): Ambient particle inhalation and the cardiovascular system: potential mechanisms. – Environmental Health Perspectives Suppl. 4, 523–527

GOLD, A., LITONIUS, J., SCHWARTZ, M. et al. (1998): Cardiovascular Vulnerability to Particulate Pollution. – American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine Vol. 157, A261.

HANSMANN, K. (1999): Die Luftqualitätsrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in deutsches Recht. – Natur und Recht H. 1, 10–16.

HARRISON, R. M., SHI, J. P., XI, S. et al. (2000): Measurement of Number, Mass and Site Distribution of Particles in the Atmosphere. – Philosophical Transactions of the Royal Society London A 358, 2567–2580.

HEI (Health Effects Institute) (1999): Diesel Emissions and Lung Cancer: Epidemiology and quantitative risk assessment. A special report of the Institute's Diesel Epidemiology Expert Panel. – Cambridge: HEI.

HEINRICH, U., FUHST, R., RITTINGHAUSEN, S. et al. (1995): Chronic Inhalation Exposure of Wistar Rats, and Two Different Strains of Mice to Diesel Engine Exhaust, Carbon Black and Titanium Dioxide. – Inhalation Toxicology No. 7, 533–556.

HEINRICH, J., HÖLSCHER, B., WICHMANN, H. E. (2000): Decline of Ambient Air Pollution and Respiratory Symptoms in Children. – American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine Vol. 161, 1930–1936.

HERZNER; P., CHRIST, H. (2001): 23. BImSchV – ein Auslaufmodell? – Immissionsschutz H. 2, 59–63.

HIPPELI, S., SCHNEIDER, S., DORNISCH, K., ELSTNER, E.F. (1999): Aufklärung von Toxizitätsmechanismen partikulärer Emissionen mit Hilfe biochemischer Modellreaktionen. – Karlsruhe: Forschungszentrum Karlsruhe. – 97 S.

HÜGLIN, C., GEHRIG, R. (2000): Anteil des Straßenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen. Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell. Kurzfassung. – Dübendorf: EMPA. – NFP41/C4, Bericht Nr. 801. – 17 S. – Internet: www.empa.ch/deutsch/fachber/abt134/download/downloads.htm (Zuletzt aufgerufen im Januar 2002).

IBALD-MULLI, A., STIEBER, J., WICHMANN, H. E. et al. (2001): Effects of Air Pollution on Blood Pressure: A population based approach. – American Journal of Public Health Vol. 91, 571–577.

JANTUNEN, M. J., HÄNNINEN, O., KATSOUYANNI, K. et al. (1998): Air pollution exposure in European cities: The EXPOLIS Study. – Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 8, 495–518.

JÖCKEL, K. H., AHRENS, W., JAHN, I. et al. (1998): Occupational Risk Factors for Lung Cancer: a case-control study in West-Germany. – International Journal of Epidemiology No. 27, 549–560.

KATSOUYANNI, K., TOULOUMI, G., SAMOLI, E. et al. (2001): Confounding and Effect Modification in the Short-Term Effects of Ambient Particles on Total Mortality: Results from 29 European Cities within the APHEA2 Project. – Epidemiology 12, 521–531.

KATSOUYANNI, K., TOULOUMI, G., SPIX, C. et al. (1997): Short Term Effects of Ambient Sulphor Dioxide and Particulate Matter on Mortality in 12 European Cities: results from time series data from the APHEA project. – British Medical Journal Vol. 314, 1658–1663.

KOCH, E. (2001): Umsetzung von EG-Umweltstandards – zur Frage der Notwendigkeit einer Änderung oder Weiterentwicklung des deutschen Umweltrechts. – Immissionsschutz H. 1, 28–32.

KOENIG, W., SUND, M., FILIPIAK, B. et al. (1998): Plasma Viscosity and the Risk of Coronary Heart Disease: Results from the MONICA-Augsburg cohort study, 1984 to 1992. – Arteriosclerosis, Thrombosis and Vascular Biology 18, 768–772.

KOENIG, W., SUND, M., FRÖHLICH, M. et al. (1999): C-Reactive Protein, a Sensitive Marker of Inflammation, Predicts Future Risk of Coronary Heart Disease in Initially Healthy Middle-aged Men: Results from the MONICA (Monitoring Trends and Determinants in Cardiovascular Disease) Augsburg Cohort Study 1984 to 1992. – Circulation Vol. 99, 237–242.

KREWSKI, D., BURNETT, R.T., GOLDBERG, M.S. et al. (2000): Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. – Cambridge, MA: Health Effects Institute. – Special Report: 1–293.

KREYLING, W. G., KHLYSTOV, A., MIRME, A. et al. (1999): Exposure assessment for fine and ultrafine particles in ambient urban aerosols. – Proceedings of the third Colloquium on particulate air pollution and human health in Durham. – UC Irvine 4-80-4-91.

KÜNZLI, N., KAISER, R., RAPP, R., ACKERMANN-LIEBRICH, U. (1996): Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten. Teilbericht Epidemiologie. Schlussfassung, Basel, 2. Mai 1996. – Basel: Institut für Sozial- und Präventivmedizin der Universität Basel. – 43 S.

KÜNZLI, N., KAISER, R., MEDINA, S. et al. (2000): Public-health Impact of Outdoor and Traffic Related Air Pollution: a European assessment. – The Lancet Vol. 356, 795–801.

KÜNZLI, N., MEDINA, S., KAISER, R. et al. (2001): Assessment of Deaths Attributable to Air Pollution: Should We Use Risk Estimates Based on Time Series or on Cohort Studies? – American Journal of Epidemiology Vol. 153, 1050–1055.

LAI (Länderausschuss für Immissionsschutz) (1991): Beurteilungsmaßstäbe zur Begrenzung des Krebsrisikos durch Luftverunreinigungen. Abschlußbericht der Arbeitsgruppe „Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen“ des LAI. – Düsseldorf: LAI.

LAI (1998): Schutz vor verkehrsbedingten Immissionen. Beurteilung nicht reglementierter Abgaskomponenten. Bericht des Ausschusses „Wirkungsfragen“ des Länderausschusses für Immissionsschutz. Zwischenbericht. – Düsseldorf: LAI. – 71 S.

LAI (2000): Minderungspotentiale verschiedener Maßnahmen für PM10/2.5 und NOx im Straßenverkehr. – Düsseldorf: LAI. – 46 S.

LAMBRECHT, U., DIAZ-BONE, H., HÖPFNER, U. (2001): Bus, Bahn und Pkw auf dem Umweltprüfstand – Vergleich von Umweltbelastungen verschiedener Stadtverkehrsmittel. – Heidelberg: IFEU-Institut. – 13 S.

LI, X.Y., BROWN, D., SMITH, S. et al. (1999): Short-term inflammatory responses following intratracheal instillation of fine and ultrafine carbon black in rats. – Inhalation Toxicology Vol. 11, 709–731.

LEEUW de, F., RHEINECK van, L.H.J. (1989): Long-range transport modeling of air pollution episodes. – Environmental Health Perspectives Vol. 79, 53–59.

LIAO, D., CREASON, J., SHY, C. et al. (1999): Daily Variation of Particulate Air Pollution and Poor Cardiac Autonomic Control in the Elderly. – Environmental Health Perspectives Vol. 107, 521–525.

LIPSETT, M., CAMPLEMAN, S. (1999): Occupational Exposure to Diesel Exhaust and Lung Cancer: a Meta-analysis. – American Journal of Public Health Vol. 80, 1009–1017.

MUTIUS, E. v., SHERRILL, D.L., FRITZSCH, C. et al. (1995): Air Pollution and Upper Respiratory Symptoms in Children from East Germany. – European Respiratory Journal 8, 723–728.

NRC (National Research Council) (1998): Research Priorities for Airborne Particulate Matter. – Washington, D. C.: National Academy Press.

OBERDÖRSTER, G., FERIN, J., GELEIN, R. et al. (1992): Role of the Alveolar Macrophage During Lung Injury: Studies with ultra-fine particles. – Environmental Health Perspectives Vol. 97, 193–199.

OBERDÖRSTER, G., GELEIN, R.M., FERIN, J., WEISS, B. (1995): Association of Particulate Air Pollution and Acute Mortality: Involvement of ultra-fine particles? – Inhalation Toxicology Suppl. 7, 111–124.

OTT, W., WALLACE, L., MAGE, D. (2000): Predicting particulate (PM10) personal exposure distributions using a random component superposition statistical model. – Journal of Air and Waste Management Association Vol. 50, 1390–1406.

PETERS, A., WICHMANN, H.E., TUCH, T. et al. (1997a): Respiratory Effects are Associated with the Number of Ultrafine Particles. – American Journal of Respiratory and Critical Care Medizine Vol. 155, 1376–1383.

PETERS, A., DÖRING, A., WICHMANN, H. E., KÖNIG, W. (1997b): Increased Plasma Viscosity During the 1985 Air Pollution Episode: A link to mortality? – Lancet Vol. 349, 1582–1587.

PETERS, A., PERZ, S., DÖRING, A. et al. (1999): Increases in Heart Rate During an Air Pollution Episode. – American Journal of Epidemiology Vol. 150, 1094–1098.

PETERS, A., PERZ, S., DÖRING, A. et al. (2000a): Activation of the Autonomic Nervous System and Blood Coagulation in Association with an Air Pollution Episode. – Inhalation Toxicology No. 12, 51–61.

PETERS, A., LIU, E., VERRIER, R.L. et al. (2000b): Air Pollution and Incidence of Cardiac Arrhythmia. – Epidemiology No. 11, 11–17.

PETERS, A., DOCKERY, D.W., MULLER, J.E., MITTLEMAN, M.A. (2001a): Increased Particulate Air Pollution and the Triggering of Myocardial Infarction. – Circulation Vol. 103, 2810–2815.

PETERS, A., FRÖHLICH, M., DÖRING, A. et al. (2001b): Particulate air pollution is associated with an acute phase response in men. – European Heart Journal 22 (14), 1198–1204.

PETERS, J. M., AVOL, E., NAVIDI, W. et al. (1999a): A Study of Twelve Southern California Communities with Differing Levels and Types of Air Pollution. I. Prevalence of Respiratory Morbidity. – American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine Vol. 159, 760–767.

POPE, C. A., DOCKERY, D. W., SPENGLER, J. D., RAIZENNE, M. E. (1991): Respiratory Health and PM10 Pollution. A daily time series analysis. – American Review of Respiratory Diseases Vol. 144, 668–674.

POPE, C. A., THUN, M. J., NAMBOODIRI, M. N. et al. (1995): Particulate Air Pollution as Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults. – American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine Vol. 151, 669–674.

POPE, C. A., DOCKERY, D. W., Kanner, R. E. et al. (1999): Oxygen Saturation, Pulse Rate, and Particulate Air Pollution: A Daily Time-Serie Panel Study. – American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine Vol. 159, 365–372.

POPE, C.A. (2000): Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: Biological mechanisms and who’s at risk? – Environmental Health Perspectives 108 (4), 217–223.

RAIZENNE, M., NEAS, L.M., DAMOKOSH, A.I. et al. (1996): Health Effects of Acid Aerosols on North American Children: Pulmonary function. – Environmental Health Perspectives Vol. 104, 506–514.

RUUSKANEN, J., TUCH, T., Ten BRINK, H. et al. (2000): Concentrations of Ultrafine, Fine and PM2.5 Particles in Three European Cities. – Atmospheric Environment 35, 3729–3738.

SÄVERIN, R., BRÄUNLICH, A., ENDERLEIN, G., HEUCHERT, G. (1999): Diesel Exhaust and Lung Cancer Mortality in Potash Mining. – American Journal of Industrial Medicine 36, 415–422.

SAMET, J. M., DOMINICI, F., ZEGER, S. L. et al. (2000a) National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study, Part I: Methods and methodologic issues. – Cambridge MA: Health Effects Institute (HEI). – HEI Bericht. Nr. 94.– S. 1–85.

SAMET, J. M., ZEGER, S.L., DOMINICI, F. et al. (2000b): The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study, Part II: Morbidity, Mortality, and Air Pollution in the United States. – Cambridge MA: Health Effects Institute. – HEI Bericht. Nr 94 Part II: 1–81.

SCHOUTEN, J. P., VONK, J. M., GRAAF de, A. (1996): Short term effects of air pollution on emergency hospital admissions for respiratory disease: results of the APHEA project in two major cities in The Netherlands, 1977–89. – In: St. LEGER, S. (Hrsg.): The APHEA project. Short term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time series data. – Journal of Epidemiology and Community Health 50 (Suppl. 1), 22–29.

SCHWARTZ, J., NORRIS, G., LARSON, T. et al. (1999): Episodes of High Coarse Particle Concentrations are not Associated with Increased Mortality. – Environmental Health Perspectives Vol. 107, 339–342.

SEATON, A., McNEE, W., DONALDSON, K., GODDEN, D. (1995): Particulate Air Pollution and Acute Health Effects. – Lancet Vol. 345, 176–178.

SOMMER, H., NEUENSCHWANDER, R.E. (1996): Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten. Synthesebericht. – Bern: GS EVED Dienst für Gesamtverkehrsfragen GVF.

SOMMER, H., CHANEL, O., VERGNAUD, J. et al. (1999): Monetary Valuation of Road Traffic Related Air Pollution: Health costs due to road trafffic-related air pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. – Bern, Paris, Wien, prepared for the Third WHO Ministerial Conference of Environment and Health. – London: WHO.

SPIX, C., HEINRICH, J., DOCKERY, D. et al. (1993a): Air Pollution and Daily Mortality in Erfurt, East Germany, from 1980–1989. – Environmental Health Perspectives Vol. 101, 518–526.

SPIX, C., WICHMANN, H.E. (1996): Daily mortality and air pollutants: Findings from Köln, Germany. – Journal of Epidemiology and Community Health Vol. 50, 52–58.

SPIX, C., MEY, W., REHM, J. U. et al. (1998a): Untersuchungen zu Kurzzeiteffekten von Luftschadstoffen auf die Mortalität in ausgewählten Regionen des Freistaates Thüringen 1991–1995. – Erfurt: Thüringer Landesanstalt für Umwelt.

SPIX, C., ANDERSON, H. R., SCHWARTZ, J. et al. (1998b): Short-term Effects of Air Pollution on Hospital Admissions of Respiratory Diseases in Europe: a quantitative summary of APHEA study results. – Archives of. Environmental Health Vol. 53, 54–64.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine Dauerhaft-Umweltgerechte Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 380 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 685 S.

STEIGER, H., BROCKHAUS, A. (1971): Untersuchungen zur Mortalität in Nordrhein-Westfalen während der Inversionswetterlage im Dezember 1962. – Staub Reinhaltung der Luft 31, S.190–192.

STEIGER, H. (1980): Untersuchungen zur Mortalität während der Smogperiode im westlichen Ruhrgebiet am 17. Januar 1979. – Zentralblatt für Bacteriologie und Hygiene B 171, 445–447.

SUNYER, J., SPIX, C., QUÉNEL, P., et al. (1997): Urban air pollution and emergency admissions for asthma in four European cities: the APHEA project. – Thorax Vol. 52, 760-765.

TOULOUMI; G:, KATSOUYANNI; K:, ZMIROU; D. et al. (1997): Short-term Effects of Ambient Oxidant Exposure on Mortality: A combined analysis within the APHEA project. – American Journal of Epidemiology Vol. 146, 177-185.

TTM (2000): Lexikon Verbrennungsmotor Partikel. Technik Thermische Maschinen. –Niederrohrdorf Schweiz. – 59 S. – Internet: www.akpf.org/pub/lexicon10-3-2000.pdf (zuletzt aufgerufen im April 2002).

UBA (Umweltbundesamt) (1998): Jahresbericht 1998. – Berlin: UBA. – 336 S.

UBA (2000): Feinstaub – Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie. Bericht über ein Symposium am 26. und 27. Juni 2000. – Berlin: UBA. – WaBoLu-Hefte 2/00. – 259 S.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1996): Air Quality Criteria for Particulate Matter. – Research Triangle Park, NC: National Center for Environmental Assessment-RTP Office, Report nos. EPA/600/P-95/001aF-cF.3v. – Springfield VA: NTIS. – PB96-168224.

US-EPA (1999) Draft Health Assessment Document for Diesel Emissions. – Report no. EPA/600/8-90/057D.– Springfield VA: NTIS.

US-EPA (2001): Air Quality Criteria for Particulate Matter (draft). – Springfield VA: NTIS.

WICHMANN, H. E., MÜLLER, W., ALLHOFF, P. et al. (1986): Untersuchungen der gesundheitlichen Auswirkungen der Smogsituation im Januar 1985 in NRW – Abschlußbericht. – Düsseldorf: MURL. – ISBN 3-925840-04-4. – S. 1-273.

WICHMANN, H. E., SPIX, C., MÜCKE, G. (1987): Kleinräumige Analyse der Smogepisode des Januar 1985 unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. – Düsseldorf: MURL ISBN 3-925840-08-7. – S. 1–231.

WICHMANN, H. E., MÜLLER, W., ALLHOFF, P. et al. (1989): Health Effects During a Smog Episode in West Germany in 1985. – Environmental Health Perspectives Vol. 79, 89–99.

WICHMANN, H.E., SPIX, C. (1990): Ergänzende Betrachtungen zu den gesundheitlichen Auswirkungen der Smogepisode 1985. – Öffentliches Gesundheitswesen 52, 260–266.

WICHMANN, H. E., SPIX, C., TUCH, T. (1995): Particulate Air Pollution and Daily Mortality in Erfurt, East Germany.– Neuherberg/München: Forschungszentrum für Umwelt u. Gesundheit. – GSF Report. – S. 1–89.

WICHMANN, H. E., PETERS, A. (2000): Epidemiological Evidence of the Effects of Ultrafine Particle Exposure. – Philosophical Transactions of the Royal Society London A 358, 2751–2770.

WICHMANN, H. E., SPIX, C., TUCH, T. et al. (2000): Daily Mortality and Fine and Ultrafine Particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of Particle Number and Particle Mass. – Cambridge, MS: Health Effects Institute (HEI). – S. 1–96.

WICHMANN, H. E., HEINRICH, J., PETERS, A. (2002): Wirkungen von Feinstaub. – Landsberg: Ecomed-Verlag.

WHO (World Health Organization) (1996): Update and Revision of the WHO Air Quality Guidelines for Europe Volume 1 Organics. – Bilthoven: WHO Regional Office for Europe. – S. 28–31.

WHO (2000): Air Quality Guidelines for Europe – Second Edition. – Genf: WHO Regional Publications, European Series No. 91, 1–273.

WHO (World Health Organization) (2001): Guidelines for concentration and exposure-response measurement of fine and ultrafine particulate matter for use in epidemiological studies-draft. – Internet: www.who.int/peh/(zuletzt aufgerufen im Januar 2001).

WILSON, W. E., MAGE, D. T., GRANT, L. D. (2000): Estimating separately personal exposure to ambient and nonambient particulate matter for epidemiology and risk assessment: why and how. – Journal of Air and Waste Management Association Vol. 50, 1167–1183.

ZANOBETTI, A., SCHWARTZ, J., GOLD, D. R. (2000): Are there Sensitive Subgroups for the Effects of Airborne Particles? – Environmental Health Perspectives Vol. 108, 841–845.

ZMIROU, D., SCHWARTZ, J., SAEZ, M. et al. (1998): Time-series Analysis of Air Pollution and Cause-specific Mortality. – Epidemiology No. 9, 495–503.

Kapitel 3.2.2.2

BABISCH, W. (1998): Epidemiological Studies on cardiovascular effects of occupational noise. – In: PRASHER, D., LUXON, L. (Hrsg.): Advances in noise research, Vol. 1: Biological effects of noise. – London: Whurr Publishers Ltd. – S. 312–327.

BABISCH, W. (2000): Traffic noise and cardiovascular disease: epidemiological review and synthesis. – Noise and Health 8 (8), 9–32.

BABISCH, W. (2001a): Risikobewertung in der Lärmwirkungsforschung. Zum Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen durch chronischen Lärmstress. – Umweltmedizin in Forschung und Praxis 6 (5), 243–250.

BABISCH, W. (2001b): Verkehrslärmstudien, Kap. 4. – In: WICHMANN, H. E., SCHILPKÖTER, H.-W., FÜLLGRAFF, G.: Handbuch Umweltmedizin, VII-1. – Lärm, 22. Ergänzung 7/01. – Landsberg/Lech: ecomed. – S. 21–25.

BERKEMANN, J. (2001): Verfassungsrechtlicher Schutzanspruch der Bürger versus Förderung des Luftverkehrs und Notwendigkeit der Verteidigung. – Zeitschrift für Lärmbekämpfung 48 (4), 134–147.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2001): Eckpunkte der Novelle des Gesetzes zum Schutz gegen Fluglärm. – Internet: www.bmu.de/sachthemen/laerm/flug.php (zuletzt aufgerufen im Januar 2002).

BULLINGER, M., HYGGE, S., EVANS, G.W. et al. (1999): The psychological cost of aircraft noise for children. – Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin 202 (2–4), 127–138.

Bundesvereinigung gegen Fluglärm e.V. (2000): Merkblatt BV005 –Lärmminderungspläne nach § 47 a BImSchG als wirksames Mittel zur Fluglärmbekämpfung. – Internet: www.fluglaerm.de/bvf/mlmplan.htm (zuletzt aufgerufen im Januar 2002).

BUND Hessen (2002): Positionen zum Fluglärmgesetz. – Internet: www.bund-hessen.de/fluglärmgesetz.html (zuletzt aufgerufen im Januar 2002).

EU (2000): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. – Brüssel: Europäische Kommission. – KOM (2000) 468 endgültig, 2000/0194 (COD).

EVANS, G. W. (1998): Environmental stress and health. – In: BAUM, A., REVENSON, T., SINGER, J. E. (Eds.): Handbook of Health Psychology. – Hillsdale, NJ: Erlbaum. – S. 365–368.

FELSCHER-SUHR, U., SCHRECKENBERG, D., SCHUEMER, R. et al. (2001): Vertrauensbildung als flan-

kierende Maßnahme zur Lärmbelästigungsminderung? Fortschritte der Akustik. – In: DAGA 2001, 28. Deutsche Jahrestagung für Akustik. – S 228–229.

FINKE, H. O., GUSKI, R., ROHRMANN, B. (1980): Betroffenheit einer Stadt durch Lärm. Bericht über eine interdisziplinäre Untersuchung. – Berlin: Umweltbundesamt und Braunschweig: Physikalisch-Technische Bundesanstalt.

FLEISCHER, G., BACHE, T., HEPPELMANN, G. et al. (2000): Gut Hören – Heute und Morgen. – Heidelberg: Median Verlag. – 216 S.

FLEISCHER, G. (2001): Argumente für die Ruhe. – Internet: www.141.50.39.26/ag-hoerforschung/de/ruhe.html (zuletzt aufgerufen im April 2002).

GUSKI, R. (1998): Psychological determinants of train noise annoyance. – Euro-Noise 98 (1), 573–576.

GUSKI, R. (2001): Der Referenten-Entwurf zum Fluglärmgesetz aus Sicht eines Wirkungsforschers. – Zeitschrift für Lärmbekämpfung 48 (4), 130–131.

HOFMANN, M., GRABHERR, E. (2001): Luftverkehrsgesetz Kommentar. – München: C.H. Beck.

ISING, H., KRUPPA, B. (2001): Zum gegenwärtigen Erkenntnisstand der Lärmwirkungsforschung: Notwendigkeit eines Paradigmenwechsels. – Umweltmedizin in Forschung und Praxis 6 (4), 181–189.

JARASS, H. D. (1994): Probleme und Lücken des Verkehrsimmissionsschutzrechts. – In: KOCH, H.-J., LECHELT, R. (Hrsg.): Zwanzig Jahre Bundes-Immissionsschutzgesetz. – Baden-Baden: Nomos. – S. 145 ff.

JÖRG, U. (2001): Regelungen des Fluglärms in der Schweiz. – Zeitschrift für Lärmbekämpfung 48 (4), 122–124.

KEMPF, N., HÜPPOP, O. (1998): Wie wirken Flugzeuge auf Vögel? Eine bewertende Übersicht. – Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (1), 17–28.

KLEIN, G. (2001): Lärmwirkungen: Gesundheitsbeeinträchtigungen und Belästigungen. – Zeitschrift für Lärmbekämpfung 48 (4), 119–121.

LAI (Länderausschuss für Immissionsschutz) (1997): Leitlinie zur Beurteilung von Fluglärm durch die Immissionsschutzbehörden der Länder (für Verkehrsflughäfen und militärische Flugplätze). – Fassung vom 14. Mai 1997.

LEONARD, S., BORSKY, P.N. (1973): A causal model for relating noise exposure, psychological variables and aircraft noise annoyance. – Proceedings of the International Congress on noise as a Public Health Problem, Dubrovnik. – S. 691–705.

MASCHKE, C., HECHT, K., WOLF, U. (2001): Nächtliches Erwachen durch Fluglärm. Beginnen Aufwachreaktionen bei Maximalpegeln von 60 dB(A)? – Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung und Gesundheitsschutz Jg. 44, 1001–1010.

MASCHKE, C., ISING, H., ARNDT, D. (1995a): Nächtlicher Verkehrslärm und Gesundheit: Ergebnisse von Labor und Feldstudien. – Bundesgesundheitsblatt Jg. 38, 130–137.

MASCHKE, C., ARNDT, D. , ISING, H. et al. (1995b): Nachtfluglärmwirkungen auf Anwohner. – Stuttgart, Jena, New York: Gustav Fischer Verlag. – 140 S.

McKENELL, A. C. (1963): Aircraft noise annoyance around Heathrow airport. – London: Her Majesty's Stationary Office.

Mediationsgruppe Flughafen Frankfurt am Main (2000): Dokumentation zum Mediationsverfahren Flughafen Frankfurt am Main – Leitfaden durch den Diskussionsprozess und die Ergebnisse.

ORTSCHEID, J., WENDE, H. (2001): Fluglärmwirkungen. – Berlin: Umweltbundesamt. – 39 S.

SCHEUCH, K. (2001): Fluglärm und Stress. – In: 10. Konferenz „Verkehrslärm 2001“. – Dresden: Hamann Consult AG.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1996): Umweltgutachten 1996 – Zur Umsetzung einer Dauerhaft umweltgerechten Entwicklung – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 463 S.

SRU (1999): Umwelt und Gesundheit. Risiken richtig einschätzen. – Sondergutachten – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 251 S.

STRUWE, F., JANSEN, G., SCHWARZE, S. et al. (1995): Hearing loss induced by leisure noise: subjective evaluation and audiometric assessment. – In: Proccedings of the 15th International Congress on Acoustics, Trondheim, Norway, Vol. II. – S. 303–305.

UBA (2000): Jahresbericht 2000. – Berlin: Umweltbundesamt. – S. 129 ff.

URBATZKA, E., WILLKEN, D. (2000): Kapazitätenengpässe im Flughafennetz Deutschlands. – Internationales Verkehrswesen Jg. 52, 492–495.

Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (2001): Nachtfluglärmproblematik. – Ergebnisse des Workshops in Neufahrn im Juni 2001. – Ärzte für vorbeugende Umweltmedizin e.V (Veranstalter). – Berlin: Eigenverlag. – Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V. Nr. 111, 133–138.

Kapitel 3.2.2.3

Bayrisches Umweltministerium (Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen) (2000): Endbericht über die „Untersuchungen zum Einfluss elektromagnetischer Felder von Mobilfunkanlagen auf Gesundheit, Leistung und Verhalten von Rindern“ Teil 1–3. – Im Auftrag des Bayrischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. – München: StMLU.

Bayrisches Umweltministerium (Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen) (2001): Freiwillige Vereinbarung von Projekten zur Einbindung der Kommunen beim Ausbau der Mobilfunknetze in Bayern zwischen den in Bayern tätigen Mobilfunknetzbetreibern und dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. – Internet: www.umweltministerium.bayern.de/bereiche/mobilf/vereinba.htm (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

BERGQVIST, U., VOGEL, E. (Hrsg.): (1997): Possible Health Implications of Subjective Symptoms and Electromagnetic Fields. A report prepared by a European group of experts for the European Commission DG V. – National Institute for Working Life (NIWL). – Arbete och Hälsa Bd. 19. – Solna: NIWL. – 135 S.

BERNHARDT, H. (1999): Gesundheitliche Aspekte des Mobilfunks. – Deutsches Ärzteblatt Jg. 96, C592–C598.

BLETTNER, M., MICHAELIS, J., WAHRENDORF, J. (2000): Workshop on Research into the Health Effects of Cellular Telephones. – Epidemiology 11 (5), 609–611.

Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) (1999): Strahlen-Themen: Radio- und Mikrowellen. – Salzgitter: BfS.

Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) (2001): Fachgespräch „Forschungsprojekte zur Wirkung elektromagnetischer Felder des Mobilfunks“. – BfS aktuell 4 (3/01), 1–2.

COOGAN, P. F., ASCHENGRAU, A. (1998): Exposure to Power Frequency Magnetic Fields and Risk of Breast Cancer in the Upper Cape Cod Cancer Incidence Study. – Archives of Environmental Health 53 (5), 359–367.

CREMER-BARTELS, G., KRAUSE, K., MITOSKAS, G., BRODERSEN D. (1984): Magnetic Field of the Earth as Additional Zeitgeber for Endogenous Rhythms? – Naturwissenschaften 71 (11), 567–574.

CUTZ, A. (1998): Effects of Microwave Radiation on the Eye: the occupational health perspective. – Lens and Eye Toxicity Research 6 (1–2), 379–386.

DANIELLS, C., DUCE, I., THOMAS, D. et al. (1998): Transgenic Nematodes as Biomonitors of Microwave-induced Stress. – Mutation Research 399 (1), 55–64.

DStGB (Deutscher Städte- und Gemeindebund, Berlin) (2001): Mobilfunk und Kommunen. Technik – Gesundheit – Baurecht. – Berlin: DStGB.

EIBERT, T. F., ALAYDRUS, M., WILCZEWSKI, F., HANSEN, V. W. (1999): Electromagnetic and Thermal Analysis for Lipid Bilayer Membranes Exposed to RF fields. – IEEE Transactions on Biomedical Engineering 46 (8), 1013–1021.

FACHNER, J., REIßENWEBER, J., DAVID, E. (1994): Is there Electromagnetic Hypersensivity? – In: SIMUNIC, D. (Hrsg.): Biomedical Effects of Electromagnetic Fields, Proceedings of the COST 244 Meeting on Electromagnetic Hypersensitivity, Graz, 26.–27. September 1994, XIII/72/95-EN. – S. 30–40.

GRAHAM, C., COOK, M.R., SASTRE, A. et al. (2000): Multi-night Exposure to 60 Hz Magnetic Fields: Effects on Melatonin and its Enzymatic Metabolite. – Journal of Pineal Research 28 (1), 1–8.

HARDELL, L., NASMANN, A., PAHLSON, A. et al. (1999): Use of Cellular Telephones and the Risk for Brain Tumours: A case-control study. – International Journal for Oncology Vol. 15, 113–116.

HAUSER, R. G., EDWARDS, L.M., STAFFORD, J. L. (1985): Bipolar and Unipolar Sensing: Basic concepts and clinical applications. – In: BAROLD, S. S., MOUNT KISCO, M. D. (Hrsg.): Modern Cardiac Pacing. – New York: Futura Publish. Comp. – S. 137–160.

HENNIES, K, NEITZKE, H.-P., VOIGT, H., KAHLE-ANDERS, G. (2000): Mobilfunk und Gesundheit: Bewertung des wissenschaftlichen Erkenntnisstands unter dem Gesichtspunkt des vorsorglichen Gesundheitsschutzes. – Hannover: ECOLOG-Institut für sozial-ökologische Forschung und Bildung.

HERR, C., GIELER, U., EIKMANN, TH. (2000): Therapie Teil 2: Therapeutische Maßnahmen aus Sicht des HZ-KUM. – In: BEYER, A., EIS, D. (Hrsg.): Praktische Umweltmedizin. – Berlin: Springer. – Loseblatt-Ausgabe Lfg. 05.02.2000. – S. 1–14.

HILL, D. G. (1988): A Longitudinal Study of a Cohort with Past Exposure to Radar: The MIT Radiation Laboratory Follow-up Study. – Dissertation an der University of Michigan. – Baltimore: John Hopkins University.

HUTTER, H.-P., WALLNER, P., MOSHAMMER, H., KUNDI, M. (2001): Zur Ableitung von Richtwerten für hochfrequente elektromagnetische Felder. – Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz Jg. 44, 498–503.

ICNIRP (International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection) (1998): Guidelines for limiting exposure to time-varying electric, magnetic and electromagnetic fields (up to 300 GHz). – Health Physics Vol. 74, 494–504.

ICRP (International Commission on Radiological Protection) (2000): The ICRP Database of Dose Coefficients. Workers and members of the Public. Version 1. – Oxford: Pergamon.

INSKIP, P. D., TARONE, R. E., HATCH, E. E. et al. (2001): Cellular Telephone Use and Brain Tumours. – New England Journal of Medicine Vol. 344, 79–86.

JOHANSEN, C. (2000): Exposure to Electromagnetic Fields and Risk of Central Nervous System Disease in Utility Workers. – Epidemiology No. 11, 539–543.

KALMIJN, A. D. (2000): Detection and Processing of Electromagnetic and Near-field Acoustic Signals in Elasmobranch Fishes (Review). – Philosophical Transactions of The Royal Society of London, Series B Biological Sciences 355 (1401), 1135–1141.

KATO, M., HONMA, K., SHIGEMITSU, T., SHIGA, Y. (1994): Circularly Polarized 50-Hz Magnetic Field Exposure Reduces Pineal Gland and Blood Melatonin Concentrations of Long-Evans Rats. – Neuroscience Letters 166 (1), 59–62.

LOSCHER, W., MEVISSEN, M., LERCHL, A. (1998): Exposure of Female Rats to a 100-µT 50 Hz Magnetic Field Does not Induce Consistent Changes in Nocturnal Levels of Melatonin. – Radiation Research 150 (5), 557–567.

MICHAELIS, J., SCHÜZ, J., MEINERT, R. et al. (1998): Combined risk estimates for two German population-based case-control studies on residential magnetic fields and childhood acute leukemia. – Epidemiology No. 9, 92–94.

MILLHAM, S. Jr. (1988): Increased Mortality in Amateur Radio Operators Due to Lymphatic and Hematopoetic Malignancies. – American Journal of Epidemiology Vol. 127, 50–55.

MMF (Mobile Manufacturers Forum) (2001): Freiwillige Verpflichtung zur Bekanntgabe der SAR-Werte von Handys. – Internet: www.mmfai.org/files/health/sarvalues.htm (zuletzt aufgerufen im Februar 2002).

MUSCAT, J. E., MALKIN, M.G., THOMPSON, S. et al. (2000): Handheld Cellular Telephone Use and Risk of Brain Cancer. – Journal of the American Medical Association Vol. 284, 3001–3007.

OBERFELD, G., KÖNIG, C. (2001): Das Salzburger Modell: Eine Vorsorgestrategie bei der Errichtung von Basisstationen. – Umwelt, Medizin, Gesellschaft 14 (1), 35–40.

RICHARDSON, B. A., YAGA, K., REITER, R. J., MORTON, D.J. (1992): Pulsed Static Magnetic Field Effects on In-vitro Pineal Indoleamine Metabolism. – Biochimica et Biophysica Acta 1137 (1), 59–64.

RICHTER, E., BERMAN, T., BEN-MICHAEL, E. et al. (2000): Cancer in Radar Technicians Exposed to Radiofrequency/Microwave Radiation: Sentinel Episodes. – International Journal of Occupational and Environmental Health 6 (3), 187–93.

ROBINETTE, C. D., SILVERMANN, C., JABLON, S. (1990): Effects upon Health of Occupational Exposure to Microwave Radiation (Radar). – American Journal of Epidemiology Vol. 112, 39–53.

ROSEN, L. A., BARBER, I., LYLE, D. B. (1998): A 0.5 G, 60 Hz Magnetic Field Suppresses Melatonin Production in Pinealocytes. – Bioelectromagnetics 19 (2), 123–127.

ROTHMAN, K. J. (2000): Epidemiological Evidence on Health Risks of Cellular Telephones. – Lancet Vol. 356, 1837–1840.

SALFORD, L. G., BRUN, A., STURESSON, K. et al. (1994): Permeability of the Blood-brain Barrier Induced by 915 MHz Electromagnetic Radiation, Continuous Wave and Modulated at 8, 16, 50, and 200 Hz. – Microscopy Research and Technique 27 (6), 535–542.

Salzburger Resolution zu Mobilfunksendeanlagen (2000): Resolution der Internationalen Konferenz „Situierung von Mobilfunksendern" – Wissenschaft & Öffentliche Gesundheit, Salzburg, 7./8. Juni 2000. – Internet: www.land-sbg.gv.at/celltower/german/Salzburger_Resolution_d.pdf (zuletzt aufgerufen im Januar 2002).

SCHIRMACHER, A., WINTERS, S., FISCHER, S. et al. (2000): Electromagnetic Fields (1.8 GHz) Increase the Permeability to Sucrose of the Blood-brain Barrier in Vitro. – Bioelectromagnetics 21 (5), 338–45.

SCHÜZ, J., MICHAELIS, J. (2001): Epidemiologie nichtionisierender elektromagnetischer Felder; eine Übersicht. – Umweltmedizin in Forschung und Praxis 6 (2), 67–76.

SILNY, J. (1999): Electrical Hypersensitivity in Humans – Fact or Fiction? – Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin 202, 219–233.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): Umweltgutachten 1994: Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 380 S.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996: Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

SSK (Strahlenschutzkommission) (2001): Grenzwerte und Vorsorgemaßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor elektromagnetischen Feldern – Empfehlung der Strahlenschutzkommission 13./14. September 2001. – Bonn: SSK.

VENA, J. E., FREUDENHEIM, J. L., MARSHALL, J. R. et al. (1994): Risk of Premenopausal Breast Cancer and Use of Electric Blankets. – American Journal of Epidemiology 140 (11), 974–979.

VOLLRATH, L. (2001): Stellungnahme vom 31.05.2001 von Prof. Dr. med. Lutz Vollrath, Johann-Gutenberg-Universität Mainz (Fachbereich Medizin, Anatomisches Institut zum Gutachten „Mobilfunk und Gesundheit – Bewertung des wissenschaftlichen Erkenntnisstandes unter dem Gesichtspunkt des vorliegenden Gesundheitsschutzes").

WIEDEMANN, P. M., MERTENS, J., SCHÜTZ, H. et al. (2001): Risikopotenziale elektromagnetischer Felder: Bewertungsansätze und Vorsorgeoptionen. – Jülich: MUT (Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik) – Arbeiten zur Risiko-Kommunikation, H. 81.

WHO (World Health Organization): „Electromagnetic Fields and Public Health"; revised Juni 2000 – Genf: WHO. – WHO Fact Sheet Nr. 193.

WOLFF, M. S., COLLMAN, G.W., BARRETT, J. C., HUFF, J. (1996): Breast Cancer and Environmental Risk Factors: Epidemiological and Experimental Findings (Review). – Annual Reviews of Pharmacology and Toxicology 36, 573–96.

WUSCHEK, M. (2000): Messtechnische Ermittlung hochfrequenter elektromagnetischer Felder an repräsentativen Orten in Schleswig-Holstein. Studie im Auftrag des Staatlichen Umweltamts. – Kiel: StUa.

Kapitel 3.2.3

ACHTTIENRIBBE, G. (2000): Benchmarking – Wettbewerb ohne Markt. – In: Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband (Hrsg.): Wasserforum 2000 – Europas Wasserwirtschaft zwischen Nachhaltigkeit und Liberalisierung. – Brake: Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband. – S. 35–45.

Arbeitskreis Wasser/Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz (2001a): Privatisierung der britischen Wasserwirtschaft. – Internet: www.akwasser.de (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

Arbeitskreis Wasser/Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz (2001b): Informationen über die französischen Wassermultis. – Internet: www.akwasser.de (zuletzt aufgerufen im Juli 2001).

BARRAQUE, B. (1998): Europäische Antwort auf John Briscoes Bewertung der deutschen Wasserwirtschaft. – gwf Wasser Abwasser 139 (6), 360–366.

BAUM, H.-G., CANTNER, J., CANTNER, U. (2001): Benchmarking von Abfallverbrennungsanlagen. – In: FAULSTICH, M., URBAN, A., BILITEWSKI, B. (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung – 6. Fachtagung. Technische Universität München. – München: Technische Universität. – Berichtsheft Nr. 162. – S. 429–457.

BENDER, M. (2001): Es ist unser Wasser – Die Privatisierung/Liberalisierung der Wasserwirtschaft. – In: SPD-Landtagsfraktion Brandenburg (Hrsg.): Wasser und Abwasser in privater Hand – Irrweg oder reale Alternative? – Potsdam: SPD-Landtagsfraktion Brandenburg. – S. 43–52.

BGW (Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft) (2001): 112. BGW-Wasserstatistik, Berichtsjahr 2000. – Bonn: BGW. – Schriftliche Mitteilung vom 5. Dezember 2001.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2001): Nachhaltige Wasserwirtschaft erhalten. – Pressemitteilung Nr. 64/01 vom 27. März 2001.

BORRMANN, J. (1999): Die Ausschreibung von Monopolstellungen: Probleme und Lösungsansätze. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 22 (3), 256–272.

BRACKEMANN, H., EPPERLEIN, K., GROHMANN, A. et al. (2000): Liberalisierung der deutschen Wasserversorgung: Auswirkungen auf den Gesundheits- und Umweltschutz, Skizzierung eines Ordnungsrahmens für eine wettbewerbliche Wasserwirtschaft. – Berlin: Umweltbundesamt: – Texte 2/2000. 86 S.

BREE, A., JUNGNICKEL, S., KLINSKI, S. et al. (2001): Vor- und Nachteile unterschiedlicher Organisationsformen der Abfallwirtschaft. – Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes FKZ 29931301 Endbericht. – Berlin: Umweltbundesamt.

BRISCOE, J. (1995): Der Sektor Wasser und Abwasser in Deutschland. – gwf Wasser Abwasser 136 (8), 422–432.

COWAN, S. (1997): Competition in the Water Industry. – Oxford Review of Economic Policy 13 (1), 83–92.

CRONAUGE, U. (1999): Kommunale Wirtschaft zwischen Recht und Realität. Zur Aktuellen Diskussion einer Anpassung des Gemeindewirtschaftsrechts an wettbewerbliche Rahmenbedingungen. – Archiv für Kommunalwissenschaften. – Bd. 1, S. 24–44.

CRONAUGE, U. (2000): Wasserversorgung zwischen Daseinsvorsorge und Wettbewerb. – Umwelt 30 (10/11), 6–9.

DAIBER, H (2000): Wasserpreise und Kartellrecht. – Wirtschaft und Wettbewerb (50) 4, 352–363.

Deutsche Bank Research (2000): Wasserwirtschaft im Zeichen von Liberalisierung und Privatisierung. – Aktuelle Themen Nr. 176, 25. August 2000.

EWERS, H.-J.. BOTZENHART, K., JEKEL, M. et al. (2001a): Optionen, Chancen und Rahmenbedingungen einer Marktöffnung für eine nachhaltige Wasserversorgung. – BMWi-Forschungsvorhaben (11/00), Endbericht, Juli 2001. – Berlin: BMWi.

EWERS, H.-J.. BOTZENHART, K., JEKEL, M. et al. (2001b): Optionen, Chancen und Rahmenbedingungen einer Marktöffnung für eine nachhaltige Wasserversorgung. –BMWi-Forschungsvorhaben (11/00), Vorläufiges Thesenpapier, 21. Februar 2001. – Berlin: BMWi.

FRITZ, A. (2001): Die Entsorgungswirtschaft im Spannungsfeld zwischen Abfallpolitik und Kartellrecht. – Frankfurt a.M.: Peter Lang. – 353 S.

FROMME, J. (2001): Deutsche Wasserwirtschaft: Liberalisierung quo vadis? – Dr. Ing. Jörg Fromme International Consulting. – Internet: www.internationalconsult.com/wissen/privatisierung_deutsche_wasserwirtschaft (zuletzt aufgerufen im Juli 2001).

HEIN, A. (1998): Privatisierung durch Ausschreibung: Ein effizientes Instrument zur Sicherung des öffentlichen Auftrags? – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 21 (4), 397–412.

HEIN, A., NEUMANN, F. (2001): Wasserwirtschaft als Zukunfts- und internationaler Wachstumsmarkt – Steht Deutschland mit regionalen Monopolen im Abseits? – gwf Wasser Abwasser 142 (4), 279–286.

HUG, C. (2001): Die Sicht ausländischer privatwirtschaftlicher Unternehmen – Perspektiven internationaler Dienstleister. – In: BÜSCHER, E. (Hrsg.): Wasserwirtschaft im Aufbruch. – Köln: Fachverlag Deutscher Wirtschaftsdienst. – S. 179–202.

HUNT, L., LYNK, E. (1995): Privatisation and Efficiency in the UK Water Industry: An Empirical Analysis. – Oxford Bulletin of Economics and Statistics (57) 3, 371–388.

IRMSCHER, R. (2001): Kommunale Wasserwirtschaft in einem sich ändernden Umfeld. – In: BÜSCHER, E. (Hrsg.): Wasserwirtschaft im Aufbruch. – Köln: Fachverlag Deutscher Wirtschaftsdienst. – S. 153–166.

KEMPER, B. (2001): Einführung – Chancen und Herausforderungen für die deutsche Wasserwirtschaft. – In: BÜSCHER, E. (Hrsg.): Wasserwirtschaft im Aufbruch. – Köln: Fachverlag Deutscher Wirtschaftsdienst. – S. 19–38.

KRAEMER, R., PIOTROWSKI, R., KIPFER, A. et al. (1998): Vergleich der Trinkwasserpreise im europäischen Rahmen. – Berlin: Umweltbundesamt – Texte 22/1998. – 154 S.

KRAMER, W. (2000): Deutschlands Wasserwirtschaft verpasst international den Anschluss. – Financial Times Deutschland vom 26. September 2000, S. 9.

LUDIN, D., RAHMEYER, F., WÖRNER, D. (2001): Nachhaltige Wasserwirtschaft durch Synergie – Mögliche Kooperationen bei der Wasserver- und -entsorgung. – Augsburg: Volkswirtschaftliches Institut der Universität Augsburg. – Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe. Beitrag Nr. 204, Juli 2001.

MEHLHORN, H. (2001): Liberalisierung der Wasserversorgung – Infrastrukturelle und technische Voraussetzungen der Wasserdurchleitung. – gwf Wasser Abwasser 142 (2),103–113.

MEYER-RENSCHHAUSEN, M. (1996): Die Auswirkungen der Privatisierung öffentlicher Dienstleistungen auf die Umwelt am Beispiel von Energiewirtschaft und Abwasserbeseitigung. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 19 (1), 79–94.

MICHAELIS, P. (2001): Wasserwirtschaft zwischen Markt und Staat – Zur Diskussion um die Liberalisierung der deutschen Wasserversorgung. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 24 (4), 432–450.

SCHEELE, U. (1997): Aktuelle Entwicklungen in der englischen Wasserwirtschaft. –Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen (20) 1, 35–57.

SCHEELE, U. (2000): Zur Aussagefähigkeit internationaler Preisvergleiche in der Wasserwirtschaft. Kurzstudie im Auftrag des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbands, März 2000. – Brake: Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband. – 23 S.

SCHEELE, U. (2001a): Auf dem Weg zu neuen Ufern? Wasserversorgung im Wettbewerb. – In: KNIEPS, G. (Hrsg.): Lokale Versorgung im Wettbewerb: Chancen-Risiken-Strategien. – Bergisch Gladbach: DVWG – Schriftenreihe der Deutschen Verkehrswissenschaftlichen Gesellschaft e.V. Bd. 240. – S. 76–116.

SCHEELE, U. (2001b): Zur Diskussion um einen neuen Ordnungsrahmen in der niederländischen Wasserwirtschaft. Kurzstudie im Auftrag des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbands. – 2. überarbeitete Fassung, Juli 2001. – Brake: Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband. – 42 S.

SCHEELE, U. (2001c): Schriftliche Mitteilung Prof. Dr. Ulrich Scheele vom 06.08.2001, Universität Oldenburg, Fachbereich 4 (Wirtschafts- und Rechtswissenschaften).

SCHULTZ, K.-P. (1997): Wettbewerb in der Entsorgungswirtschaft. – In: BONUS, H. (Hrsg.): Umweltschutz und Wettbewerb. – Berlin: Erich Schmidt. – S. 107–133.

Severn Trent Water (2001): Network Access Code. – Internet: www.stwater.co.uk/APPS/STWInternet/STW0650.nsf/STW_Web (zuletzt aufgerufen im Juli 2001).

SPELTHAHN, S. (1994): Privatisierung natürlicher Monopole: Theorie und internationale Praxis am Beispiel Wasser und Abwasser. – Wiesbaden: Gabler. – 244 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998): Sondergutachten „Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz“. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 207 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 685 S.

VKU (Verband kommunaler Unternehmen) (2001): Stadtwerke im Wettbewerb: Liberalisierung der Wasserwirtschaft? – Internet: www.vku.de/download/liberalisierung-wasser.pdf (zuletzt aufgerufen im Juli 2001).

WAGNER, J. (2000): Organisations- und Rechtsformwahl in der öffentlichen Siedlungsabfallwirtschaft. – Frankfurt a.M.: Peter Lang. – 435 S.

WALTER, E. (2001): Trinkwasser und Abwasser in privater Hand – Positionen der kommunalen Entsorgungswirtschaft. – In: SPD-Landtagsfraktion Brandenburg (Hrsg.): Wasser und Abwasser in privater Hand – Irrweg oder reale Alternative? – Potsdam 2001. – S. 43–52.

WIESER, R. (1997): Ansätze zur Lösung von Principal-Agent-Problemen bei der öffentlichen Auftragsvergabe. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 20 (3), 348–359.

WINDEL, P. (1999): Die Festlegung der gemischtwirtschaftlichen GmbH auf politische Ziele. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 22 (1), 52–65.

Kapitel 3.2.4

CZYBULKA, D. (2000): Gesetzliche Rahmenbedingungen für Vorrangflächen des Naturschutzes und Entwicklungsbedarf aus juristischer Sicht. – In: SSYMANK, A. (Hrsg.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. – Bonn: Bundesamt für Naturschutz und Münster: Landwirtschaftsverlag. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Bd. 63. – S. 169–202.

GELLERMANN, M. (2001): Natura 2000. Europäisches Habitatsschutzrecht und seine Durchführung in der Bundesrepublik Deutschland. – Berlin u.a.: Blackwell. – 293 S.

GORKE, M. (1999): Artensterben. Von der ökologischen Theorie zum Eigenwert der Natur. – Stuttgart: Klett-Cotta. – 376 S.

HORLITZ, T. (1994): Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes. – Libri Botanici Bd. 12. – Eching: IHW-Verlag. – 209 S.

KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. – Stuttgart: Ulmer. – 459 S.

KNICKEL, K., JANßEN, B., SCHRAMEK, J. et al.: (2001): Naturschutz und Landwirtschaft: Kriterienkatalog zu guten fachlichen Praxis. – Bad Godesberg: BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. – Angewandte Landschaftsökologie H. 41.

KÜHNE, S., ENZIAN, S., JÜTTERSONKE, B. et al.: (2000): Beschaffenheit und Funktion von Saumstrukturen in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Berücksichtigung im Zulassungsverfahren im Hinblick auf die Schonung von Nichtzielarthropoden. – Berlin: Parey Buchverlag. – Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin Dahlem, H. 378.

MEßERSCHMIDT, K. (2001): Wiedervorlage oder Innovation? Zum Entwurf einer Gesamtnovellierung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 2. Februar 2001. – Zeitschrift für Umweltrecht H. 12, 241–246.

MUNF (Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein) (1999): Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein 1999. – Kiel: Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein. – 150 S.

PLACHTER, H., Bernotat, D., MÜSSNER, R. et al. (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. – Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz H. 70. – 566 S.

REHBINDER, E. (2001): Aufgaben, Ziele und Instrumente des Naturschutzes. – Natur und Recht Jg. 23, 361–377.

RÖDIGER-VORWERK, T. (1998): Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union und ihre Umsetzung in nationales Recht. Analyse der Richtlinie und Anleitung zu ihrer Anwendung. – Berlin: Erich Schmidt. – 319 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1974): Umweltgutachten 1974. – Stuttgart: Kohlhammer. – 320 S.

SRU (1985): Probleme der Landwirtschaft. – Sondergutachten. – Stuttgart: Kohlhammer. – 423 S.

SRU (1987): Umweltgutachten 1987 – Stuttgart: Kohlhammer. – 674 S.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 384 S.

SRU (1996a): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Pöschel. – 127 S.

SRU (1996b): Umweltgutachten 1996 – Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Pöschel. – 463 S.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998 – Umweltschutz: Erreichtes Sichern – Neue Wege gehen. – Stuttgart: Metzler-Pöschel. – 383 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000 – Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Pöschel. – 688 S.

SRU (2001): Stellungnahme zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes (Stand 2. Februar 2001) – Internet: http://www.umweltrat.de/naturs.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

SRU (2002): Sondergutachten Naturschutz. (in Vorbereitung).

SSYMANK, A. (Hrsg.) (2000): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland: Referate und Ergebnisse einer Fachtagung auf der Insel Vilm. – Bonn: Bundesamt für Naturschutz und Münster: Landwirtschaftsverlag. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Bd. 63. – 425 S.

VOLKERY, A. (2001): Die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes. Chancen und Restriktionen einer Neuorientierung der Naturschutzpolitik in Deutschland. – Frankfurt a.M.: Peter Lang. – 159 S.

WEIHRICH, D. (2001): Der Entwurf der Novelle des BNatSchG vom Mai 2001. – Zeitschrift für Umweltrecht H. 6, 387–390.

WOLF, R. (2001): Zur Flexibilisierung des Kompensationsinstrumentariums der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. – Natur und Recht Jg. 23, 481–491.

Kapitel 3.2.5

ACRILL, R. W. (2000): CAP Reform 1999: A Crisis in the Making? – Journal of Common Market Studies 38 (2), 343–353.

Agrarbericht (2001): Agrarbericht der Bundesregierung 2001. – Berlin: Bundestagsdrucksache 14/5326.

Agrarbericht (2000): Agrarbericht der Bundesregierung 2000. – Berlin: Bundestagsdrucksache 14/2672.

AHRENS, H, LIPPERT, C., RITTERHOFEN, M. (2000): Überlegungen zu Umwelt- und Einkommenswirkungen von Agrarumweltprogrammen nach VO (EWG) Nr. 2078 in der Landwirtschaft. – Agrarwirtschaft 49 (2), 99–115.

ALTEMÖLLER, F. (1998): Handel und Umwelt im Recht der Welthandelsorganisation WTO. Umweltrelevante Streitfälle in der Spruchpraxis zu Artikel III und XX GATT. – Frankfurt a.M.: Peter Lang. – 417 S.

BENEDEK, W. (Hrsg.) (1998): Die Welthandelsorganisation (WTO). Textausgabe. – München: C.H. Beck. – 597 S.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. – Münster: Landwirtschaftsverlag. – 352 S.

BfN (1999): Daten zur Natur 1999. – Münster: Landwirtschaftsverlag. – 266 S.

BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2001a): Vertrauen durch Veränderung. Arbeitsplan Nachhaltige Landwirtschaft. Ein Positionspapier des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (September 2001). – Internet: www.verbraucherministerium.de (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

BMVEL (2001b): 100-Tage-Bilanz von Bundesverbraucherministerin Renate Künast. – Pressemitteilung des BMVEL vom 20. April 2001. – Internet: www.verbraucherministerium.de (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

BMVEL (2001c): Neuausrichtung der Förderung ländlicher Räume. Beschluss des PLANAK vom 6. Dezember 2001. – In: Informationen des BMVEL: Sonderausgabe PLANAK vom 19. Dezember 2001. – 10 S.

BMVEL (2001d): Neue Verordnung zur Hennenhaltung: Käfigbatteriehaltung in Deutschland nur noch übergangsweise zulässig. – In: Informationen des BMVEL: Sonderausgabe zur Hennenhaltung vom 22. Oktober 2001. – 4 S.

BMVEL (2001e): Memorandum der Regierung der Bundesrepublik Deutschland zur Weiterentwicklung der Vorschriften über den ökologischen Landbau (November 2001). – Internet: www.verbraucherministerium.de.landwirtschaft/oekolog-landbau/memorandum-oekolandbau.htm (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

BMVEL (2001f): Grundsätze einer neuen Fischereipolitik des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. – Internet: www.verbraucherministerium.de (zuletzt aufgerufen im April 2002).

BMVEL (2002): Ökologischer Landbau in Deutschland. – Internet: www.verbraucherministerium.de (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

BRASSLEY, P. (1997): Agricultural Economics and the CAP. – Oxford: Blackwell. – 172 S.

Bundeskanzleramt (2001): Vorschläge für eine verbraucherorientierte Neuausrichtung der Agrarpolitik, für eine andere Landwirtschaft. – Bonn: kein Verlag.

CHATZIS, A. (1997): Flächenbezogene Ausgleichszahlungen der EU-Agrarreform – Pachtmarktwirkungen und Quantifizierung der Überwälzungseffekte. – Bergen/Dümme: Agrimedia. – Sonderheft Agrarwirtschaft 154. – 314 S.

Council of the European Union (2000): WTO negotiations on Agriculture: outline of the EC comprehensive negotioation proposal – Conclusions of the Agriculture Council (20 and 21 November 2000). – 13656/00. – Brüssel. – 8 S.

CZYBULKA, D. (2001): Das Rechtsregime der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) im Spannungsfeld von Nutzungs- und Schutzinteressen. – Natur und Recht 23 (7), 367–374.

DAUGBJERG, C. (1999): Reforming the CAP. – Journal of Common Market Studies, 37 (3), 407–428.

DIENEL, W. (1999): Organisationsprobleme im Ökomarketing – Hauptbarriere für die weitere Ökomarkterschließung. – in: HOFFMANN, H., MÜLLER, S.: Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. – Berlin. – S. 392–395.

DÖRING, R. (1999): CSD 7 – Bereich Oceans and Seas. – Forum Umwelt und Entwicklung, Rundbrief 2. – S. 10–12.

DÖRING, R. (2001): Die Zukunft der Fischerei im Biosphärenreservat Südost-Rügen. – Frankfurt a.M.: Peter Lang. – 270 S.

EEA (European Environment Agency) (1999): The Environment in the European Union at the turn of the Century. – Kopenhagen: EEA. – 446 S.

EPINEY, A. (1997): Welthandel und Umwelt – ein Beitrag zur Dogmatik der Art. III, IX, XX GATT. – Deutsches Verwaltungsblatt 115 (2), 77–148.

ERNST, P., MÜLLER, H., DAHM, E., GABRIEL, O. (2000): Konzept für eine bestandsschonende Nutzung der Dorschvorkommen in der westlichen Ostsee. – Informationen für die Fischwirtschaft 47 (1), 19–24.

Europäische Kommission (1997): AGENDA 2000 – Volume I – Mitteilung der Kommission: Für eine stärkere und erweiterte Union. – COM (97) 2000 final.

Europäische Kommission (2001a): Grünbuch – Die Zukunft der Gemeinsamen Fischereipolitik. – Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften. – 51 S.

Europäische Kommission (2001b): Grünbuch – Die Zukunft der Gemeinsamen Fischereipolitik – Bericht: Wirtschaftliche und soziale Lage der Küstenregionen. – Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

Europäischer Rat (1999): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Berlin) vom 24.–25. März 1999. – Dokument SN 100/01/99 rev. – Internet: www.ue.eu.int/newsroom/newmain.asp?lang=1 (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

Europäischer Rechnungshof (2000): Sonderbericht Nr. 14/2000 über die Ökologisierung der GAP, zusammen mit Antworten der Kommission. – Abl. C 353/01, 08. Dezember 2000. – 56 S.

Europäischer Rechnungshof (2001): Sonderbericht Nr. 14/2001 Weiterverfolgung zum Sonderbericht Nr. 19/98 des Hofes über BSE, zusammen mit den Antworten der Kommission. – Abl. 2001/C/324/01, 20.11.2001. – 35 S.

European Commission (2001a): EU agriculture and the WTO. – Brüssel. – Internet: www.europa.eu.int/comm/agriculture/external/wto/backgrou/index_en.htm (zuletzt aufgerufen im April 2002).

European Commission (2001b): Trade in Goods: „New round is a slap in the face of isolationism“ says EU Farm

Commissioner Fischler. – Pressemitteilung vom 14. November 2001. – Internet: www.europa.eu.int/comm/trade/goods/agri/pr141101_en.htm (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

European Commission (2001c): Special session of the Committee on Agriculture Informal Meeting, 24–26 September 2001. Green Box. – Internet: www.europa.eu.int/comm/agriculture/external/wto/officdoc/green_en.htm (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

FAL (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft) (2001): Auswirkungen der EU-Osterweiterung auf die Gemeinsame Agrarpolitik und die Regionen. – Stellungnahme zum Fragenkatalog des Bundestags-Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und des Ausschusses für die Angelegenheiten der Europäischen Union am 17.01.01. – Internet: www.bal.fal.de/download/Is_Osterweiterung.pdf (zuletzt aufgerufen im Januar 2002).

FISCHER, L. (2001): Stellungnahme des DFV zum Grünbuch über die Zukunft der Gemeinsamen Fischereipolitik. – Das Fischerblatt 7 (2001), 240–242.

FRIEBEN, B. (1997): Arten- und Biotopschutz durch Organischen Landbau. – In: WEIGER, H., WILLER, H. (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau. – Ökologische Konzepte H: 95. – Holm: Deukalion Verlag – 306 S.

FRIEBEN, B., KÖPKE, U. (1994): Bedeutung des Organischen Landbaus für den Arten- und Biotopschutz in der Agrarlandschaft. – In: Integrative Extensivierungs- und Naturschutzstrategien. – Bonn: Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität. – Forschungsberichte H. 15 des Lehr- und Forschungsschwerpunktes „Umwelt- und Standortgerechte Landwirtschaft“. – S. 77–88.

GALLOWAY, D. (1999): Agenda 2000. Packaging the Deal. – Journal of Common Market Policies 37 (annual review), 9–35.

GRANT, W. (1997): The Common Agricultural Policy. – Houndsmill, Basingstocke, Hampshire: Palgrave. – 256 S.

HACCIUS, M., LÜNZER, I., WILLER, H. (2001): Ökolandbau in Deutschland. – aktualisierte Fassung August 2001. – Stiftung Ökologie und Landbau. – Internet: www.soel.de/oekolandbau/international_deutschland_ueber.html (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

HAMPICKE, U., MÜLLER, K., MEYER-AURICH, A., KACHEL, K.-U. (2000): Schriftenreihe zur Agrarforschung und Agrarpolitik Bd. 4. – Berlin: Analytica.

HENZE, A. (2000): Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik. – In: CAESAR, R., SCHARRER, H.-E. (Hrsg.): Die Zukunft Europas im Lichte der Agenda 2000, Baden-Baden: Nomos. – S. 171–190.

HESS, J., HERRMANN, G.A. (2001): Jahresrückblick Ökologischer Landbau. – in: AgrarBündnis (Hrsg.): Landwirtschaft 2001 – Der kritische Agrarbericht. – Kassel. – S. 307–313.

HILDEBRANDT, G., LÜCKER, E., RAUSCHER, K. (2001): Leitthema: Prionenerkrankungen: BSE-Risiko der Lebensmittel Fleisch und Milch. – Bundesgesundheitsblatt 44 (5), 437–449.

HOBERG, G. (2001): Trade, Harmonization, and Domestic Autonomy in Environmental Policy. – Journal of Comparative Policy Analysis: Research and Practice 3, 191–217.

House of Representatives (2001): The Farm Security Act of 2001. HR2646. – Internet: www.thomas.loc.gov/cgi-bin/query/D?c107:4:./temp/~c107mx3V7M (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

INGERSENT, K. A., RAYNER, A. J., HINE, R. C: (Hrsg.) (1998): The Reform of the Common Agricultural Policy. – Basingstocke: Macmillan. – 223 S.

IRMER, U. (2000): Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern. – Acta hydrochim. hydrobiol. 28 (2000), 7–16.

ISERMEYER, F., NIEBERG, H., DABBERT, S. et al. (2001): Bundesprogramm Ökologischer Landbau. Entwurf der vom BMVEL beauftragten Projektgruppe. – Braunschweig: Bundesanstalt für Landwirtschaft (Projektleitung). – 53 S.

KELEMEN, R. D. (2001): The Limits of Judicial Power. Trade-Environment Disputes in the GATT/WTO and the EU. – Comparative Political Studies 34 (6), 622–650.

KNICKEL, K. H. (2001): Möglichkeiten zur Umsetzung integrierter Fördermaßnahmen an der Schnittstelle Landwirtschaft, Umwelt, Ländliche Entwicklung im Rahmen der Verordnung (EG) Nr. 1257/1999. – Agrarwirtschaft 50 (3), 168–173.

LAFFAN, B. (2000): The Agenda 2000 Negotiations: La Présidence Coûte Cher ? – German Politics Vol. 9, 1–21.

LATACZ-LOHMANN, U. (1999): Die zukünftige europäische Landwirtschaft. – in: DLG (Hrsg.): Landwirtschaft 2010. – Frankfurt a.M. – S. 105–114.

LOTZ, J. (2001a): Agrarumweltmaßnahmen 2001 – Förderung von Buntbrachen durch den Bund. – Im Erscheinen.

LOTZ, J. (2001b): Agrarumweltmaßnahmen unter der Agenda 2000. – Ausbildung und Beratung im Agrarbereich Jg. 53, 267–274.

MEHL, P., PLANKL, R. (1995): Doppelte Politikverflechtung als Bestimmungsfaktor der Agrarstrukturpolitik. Untersucht am Beispiel der Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. – Landbauforschung Völkerode Jg. 45, 218–232

MEUNIER, S. (1998): Divided, but United.: European Trade Policy Integration and EC-US Agricultural Negotiation in the Uruguay Round. – in: RHODES, C. (Hrsg.): The European Union in the World Community. – Colorado, Boulder: Lynne Rienner. – S. 193–211.

MILAZZO, M. (1998): Subsidies in World Fisheries. – Washington: World Bank. –Technical Paper No. 406.

MYERS, N., KENT, J. (2001): Perverse Subsidies. – Washington: Island Press.

NIEBERG, H. (2001): Einzelbetriebliche Förderung des ökologischen Landbaus in Deutschland (Stand Januar 2001). – Internet: www.soel.de/inhalte/oekolandbau/international_deutschland.html (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

OECD (2001): The Uruguay Round Agreement on Agriculture. An Evaluation of its Implementation in OECD-Countries. – Paris: OECD. – 180 S.

OSTERBURG, B. (2001): Analyse der Bedeutung von naturschutzorientierten Maßnahmen in der Landwirtschaft im Rahmen der Verordnung (EG) 1257/1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes. – Externes Gutachten der FAL für den SRU. – Braunschweig: FAL. – 100 S.

PAULY, D., CHRISTENSEN, V., DALSGAARD, J. et al. (1998): Fishing down marine food webs. – Science Vol. 279, 860–863.

PELLENS, H. (2000): Die Gemeinsame Agrarpolitik vor der Erweiterung. – Agrarrecht, 30 (7), 213–220.

PEZAROS, P. D. (2001): The Environmental Dimension of the Common Agricultural Policy – An Overview. – Discussion Paper, präsentiert auf der Konferenz „The CAP and the Environmental Challenge – New Tasks for the Public Administration?“, organisiert vom European Institute for Public Administration, Maastricht (NL), 14–15. Mai 2001. – Maastricht: European Institute for Public Administration. – 32 S.

PICCININI, A., LOSEBY, M. (2001): Agricultural Policies in Europe and the USA. – Houndmills, Basingstocke, Hampshire: Palgrave.

PLANKL, R. (2001): Entwicklung der Agrarumweltprogramme in Deutschland und der EU – Ein Überblick. – In: OSTERBURG, B, NIEBERG, H. (Hrsg.): Agrarumweltprogramme – Konzepte, Entwicklungen, künftige Ausgestaltung. Tagungsband. – Landbauforschung Völkenrode.– S. 1–11

SCHLAGHECK, H. (2001): Landwirtschaft und Agrarpolitik in Deutschland und Frankreich auf der Suche nach neuen Wegen. – Agrarwirtschaft 50 (3), 189–192.

SCHMALHOLZ, M. (2001): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – Der „Schweizer Käse“ im europäischen Gewässerschutz?. – Zeitschrift für Wasserrecht 40 (2), 69–102.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1996): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 127 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 678 S.

STROBBE, E. (2000): Die 8. Verhandlungsrunde des GATT (Uruguay-Runde) – Vom GATT zur WTO. – Zeitschrift für Zölle und Verbrauchssteuern Nr. 7, 223–232.

STOLZE, M., PIORR, A., HÄRING, A., DABBERT, S. (2000): The Environmental Impact of Organic Farming in Europe. – Stuttgart-Hohenheim: Department of Farm Economics, University of Hohenheim.

URFF, W. von (2000): Die gemeinsame Agrarpolitik. – In: Weidenfeld, W. (Hrsg.): Europa-Handbuch. – Bonn: Bundeszentrale für politische Bildung.

VOIGTLÄNDER, U., SCHELLER, W., MARTIN, C. (2001): Ursachen für die Unterschiede im biologischen Inventar der Agrarlandschaft in Ost- und Westdeutschland. – Münster: Landwirtschaftsverlag. – 408 S.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen) (2000): Welt im Wandel. Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. – Berlin: Springer. – 482 S.

WEIGER, H. (1997): Naturschutz durch ökologischen Landbau. – In: WEIGER, H., WILLER, H. (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau. – Bad Dürkheim: Stiftung Ökologie und Landbau. – S. 11–48.

WOLFF, G. (2000): Die deutsche Fischereiflotte. – In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Jahresbericht über die deutsche Fischwirtschaft 2000. – Bonn. – S. 177–181.

WTO-Committee for Agriculture (2000): EC Comprehensive Negotiating Proposal (G/AG/NG/W/90). – Genf: WTO.

WTO (2001a): The WTO-Agreements: Agreement establishing the World Trade Organization. – Genf: WTO.

WTO (2001b): The WTO-Agreements: Agreement establishing the World Trade Organization. Annex 1a: Multilateral Agreements on Trades in Goods. General Agreement on Tariffs and Trades. – Genf: WTO.

WTO (2001c): Market Access: Unfinished Business. Post-Uruguay Round Inventory and Issues (Special Study No. 6). – Genf: WTO. – 145 S.

WTO (2001d): Ministerial Declaration of the Ministerial Conference, Fourth Session, Doha, 9.–14. November 2001 (WT/MIN(01)/DEC/W/1. – Internet: www.europa.eu.int/comm/trade/goods/agri/pr141101_en.htm (zuletzt aufgerufen im Dezember 2001).

Kapitel 4.1

ARNOLD, U. (2001): Stand und Perspektiven der Abfallwirtschaft in Polen. – Vortrag gehalten auf dem 13. Kasseler Abfallforum „Bio- und Restabfallbehandlung“ am 24.–26. April 2001.

ASSURRE (Association for Sustainable Use and Recovery of Resources in Europe) (2001): Profile „Incineration in Europe“. – Powerpoint Presentation. – Internet: www.assurre.org/currentissues/currentissues.htm. (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

BEHRENS, F. v., MAYDELL, O. (1998): Analyse der Kostenstruktur der kommunalen Abfallentsorgung. – Umweltbundesamt Texte 32/98.

BERGS, C.-G. (2001): Gibt es eine Fortschreibung der TA Siedlungsabfall? – In: DOHMANN, M. (Hrsg.): 34. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. – Aachen. – S. 47/1–47/10.

BERGHOFF, R. (1996): Kreislaufwirtschaft auf dem ökologischen Prüfstand - dargestellt am Beispiel der thermischen Abfallbehandlung. – In: DOHMANN, M. (Hrsg.): Kreislaufwirtschaft und Abfallverwertung in thermischen Prozessen, Tagungsband des 9. Aachener Kolloquiums Abfallwirtschaft im Dez. 1996. – Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V.

BMU (1999a): Pressemitteilung Nr. 127/99 vom 20.8.1999 – „BMU legt Eckpunkte für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen vor".

BMU (1999b): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallbegriff sowie zur Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (AbfallVwV). – Arbeitsentwurf, Stand 2. Dezember 1999.

BOLWERK, R. (2001): Genehmigungspraxis beim Einsatz von Abfällen in Zementwerken – Vorsorgeaspekte, Emissionsbegrenzung, Qualitätssicherungskonzept. – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. – Baden-Baden: Nomos. – S. 179–196.

BOTHE, M., SPENGLER, P. (2001): Rechtliche Steuerung von Abfallströmen. Zur Schlüsselrolle des Verwertungsbegriffs für die Kreislaufwirtschaft nach internationalem, europäischem und deutschem Recht. – Baden-Baden: Nomos.

BUCK, M., HELM, C. (1999): Zehn Jahre Baseler Übereinkommen: internationaler Handel mit gefährlichen Abfällen. Gutachten im Auftrag der Friedrich-Ebert-Stiftung. – Bonn: Friedrich-Ebert-Stiftung. – 51 S.

BUDDE, A., STAPPER, B. (2001): Kommunale Abfallwirtschaft im „lauteren Wettbewerb" – Eine Bestandsaufnahme der rechtlichen Rahmenbedingungen im Lichte aktueller Rechtsprechung und des EG-Rechts. – Zeitschrift für Umweltrecht 12 (2), 57–60.

BUND/LÄNDER-AG (1997): Abfallbegriff, Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Entwurf, gebilligt von der 49. Umweltministerkonferenz am 5./6.11.1997. – Abgedruckt in: KUNIG, P., VERSTEYL, L.-A., PAETOW, S.: Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, Kommentar, 1998, München: Verlag C.H. Beck. – S. 1381 ff.

BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH (2001): Ecodumping by Energy Recovery. A Report on Distortions of Environmental Standards between Disposal and Recovery and approaches to overcome them; Untersuchung im Auftrag des European Environment al BUREAU (EEB). – Internet: www.eeb.org/publication/eco-dumping-english.pdf (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

CANCIK, P. (2000): Das Sortieren von Abfallgemischen und die Unterscheidung von „Verwertung – Beseitigung" nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. – Bayerische Verwaltungsblätter, Jg. 23, 711–719.

Conference on Accession to the European Union – Poland (2001): European Union Common Position, Brussels, 24 October 2001, CONF-PL 95/01. – Unveröffentlicht.

DIECKMANN, M. (1994): Das Abfallrecht der Europäischen Gemeinschaft. Systematische Darstellung der gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben für die nationale Rechtsetzung und Rechtspraxis. – Baden-Baden: Nomos.

DIECKMANN, M. (2000): Die Abgrenzung zwischen Abfallbeseitigung und Abfallverwertung. Eine Bewertung der Rechtsprechung zu Mischabfällen. – Zeitschrift für Umweltrecht, Sonderheft 2000, 70–74.

DIPPEL, M. (2000): Kreislaufwirtschafts- und Abfallrecht. – In: Anwaltshandbuch für Verwaltungsverfahren, Kap. 7. – Köln: Verlag Dr. Otto Schmidt.

DOLDE, K.-P., VETTER, A. (2000): Verwertung und Beseitigung von Abfall nach dem Entwurf einer Abfallverwaltungsvorschrift des Bundes. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 19 (10), 1104–1111.

DOLDE, K.-P., VETTER, A. (1999): Rechtsfragen der Verwertung und Beseitigung von Abfällen. – Berlin: Erich Schmidt Verlag.

DÜRKOP, J. (2000): Zur Umsetzung der künftigen EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen in deutsches Recht. – Immissionsschutz H. 3, 101–107.

Europäische Kommission (1999): Working document for the meeting of the Technical Adaptation Committe on 11 February 1999, Point 8: Incineration with energy recovery, Brussels, 28 January, 1999, XIE3/KW D (99). – Unveröffentlicht.

Europäische Kommission (2000a): Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries, March 2000. – Veröffentlicht im Internet unter der Adresse des Europäischen IPPC-Büros: www.eippcb.jrc.es.

Europäische Kommission (2000b): Klageschrift im Verfahren Kommission der Europäischen Gemeinschaften gegen Bundesrepublik Deutschland (Rs. C-228/00) v. 6. Juni 2000, JURM (2000) 8817.

Europäische Kommission (2001a): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen zum sechsten Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft für die Umwelt, vom 24. Januar 2001, KOM (2001) 31 endgültig.

EUWID, (2001): Recycling und Entsorgung, H. 15, S. 18 – H. 41, S. 14

FRENZ, W. (1999): Gemeinschaftsrechtliche Vorgaben für die Abgrenzung von Abfallverwertung und -beseitigung. – Natur und Recht 21 (6), 301–305.

FRENZ, W. (2000): Kommunale Entsorgungsdienste und Wettbewerbsrecht. – Natur und Recht 22 (11), 611–617.

GASSNER, H., WILLAND, A., PIPPKE, N. (2000): Gutachten zur Vereinbarkeit einer Neuordnung der abfallrechtlichen Überlassungspflichten mit EG-Recht (im Auftrag mehrerer Umweltministerien der Länder). – September 2000, im Internet veröffentlicht unter www.uvm.baden-wuerttemberg.de/uvm/abt2/abfallvwv/Gaßner%209.pdf. (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

GASSNER, H., PIPPKE, N. (2001): Getrennthaltegebot für Abfälle zur Verwertung und Abfälle zur Beseitigung – Vereinbarkeit mit dem EG-Recht. – Gutachten im Auftrag der Umweltministerien der Länder Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, 10. Januar 2001. – Unveröffentlicht.

Generalanwalt (2001a): Schlussanträge des Generalanwalts Pilippe Léger vom 21. September 2001 in der Rechtssache 324/99. – Im Internet unter www.curia.eu.int/jurisp/cgi-bin/form.pl?lang=de mit der Rechtssachennr. über Suchfunktion abrufbar.

Generalanwalt (2001b): Schlussanträge des Generalanwalts Francis Jacobs vom 15. November 2001 in der Rechtssache C-6/00. – Im Internet unter www.curia.eu.int/jurisp/cgi-bin/form.pl?lang=de mit der Rechtssachennr. über Suchfunktion abrufbar.

GIESBERTS, L. (1999): Vermischung von Abfällen: Verbote und Gebote im deutschen und gemeinschaftsrechtlichen Abfallrecht. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 18 (6), 600–606.

GLINSKI, C., ROTT, P. (1999): The right to health and safety and remedies of individuals against detrimental incineration plants and landfills under EC law. – In: BOUCQUEY, N. (Hrsg.): European Consumer Law and Waste management. – Louvain-la-Neuve: Université catholique de Louvain, Centre de droit de la consommation. – S. 179–383.

HATJE, A. (2000): Kommentierung Art. 16 EGV. – In: SCHWARZE, J. (Hrsg.), EU-Kommentar. – Baden-Baden: Nomos.

JARON, A., GRANER, T. (1999): „Verwertung/Beseitigung” bei der Verbrennung von Abfällen. – VKS-News, 10.

JÖRGENS, L., BENCE, H., FAULSTICH, M. (2001): Erheblicher Nachholbedarf. Die EU-Beitrittsländer Polen, Tschechien und Ungarn passen ihre Abfallwirtschaft an die europäischen Umweltschutznormen an. – Müllmagazin H. 3, 8–12.

JUNG, C. (1999): Kommentierung Art. 16 EGV. – In: CALLIESS, C., RUFFERT, M. (Hrsg.): Kommentar zu EU-Vertrag und EG-Vertrag. – Neuwied, Kriftel: Luchterhand.

KAIMER, M., SCHADE, D. (2000): Abfallentsorgung zu Lasten der Bürger? Probleme der Kreislaufwirtschaft und Lösungsansätze für eine Entlastung der Haushalte. Arbeitsbericht. – Veröffentlicht von der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg auf deren Internetseiten. www.ta-akademie.de (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

KIBELE, K. (2001): Grüntischig – oder: Der 3. Senat des BVerwG zur Qualifizierung von gewerblichen Abfällen. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 20 (1), 42–44.

KLAGES, C. (2001): Praktisch bedeutsame Entwicklungen im Abfallrecht einschließlich des Abfallgebührenrechts. – Zeitschrift für Wasserrecht 2001 40 (1), 1–17.

KOCH, H.-J., REESE, M. (2001a): Abfallverwertung – die umweltschädlichere Alternative? – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. – Baden-Baden: Nomos. – S. 87–113.

KOCH, H.-J., REESE, M. (2001b): Zur Überlassungspflicht für gemischte Abfälle aus Gewerbebetrieben. Rechtsgutachten im Auftrag der Stadtreinigung Hamburg. – Unveröffentlicht.

KRÄMER, L. (1998): Die Europäische Union und der Export von Abfällen in die Dritte Welt. – Kritische Justiz, H. 3, 345–357.

KRÄMER, L. (2000): EC Environmental Law. – 4th ed. – London: Sweet & Maxwell.

KRÄMER, L. (2001): Entwicklungsperspektiven der Europäischen Abfallverwertungspolitik. – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. – Baden-Baden: Nomos. – S. 73–85.

KUNIG, P., PAETOW, S., VERSTEYL, L.-A. (1998): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, Kommentar. – München: Verlag C.H. Beck

LAGA (1997): Definition und Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung sowie von Abfall und Produkt nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), vom 17./18.3.1997. – In: RUCHAY D., WEIDEMANN, C. (Hrsg.): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), Kommentar. – Loseblatt, Band III, Stand 1. August 2000, unter 100.1 D.

LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B. (1999): Fehlentwicklungen in der Abfallwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Deponierungsproblematik und deren Konsequenzen für die Beschäftigungsentwicklung, die Arbeitsbedingungen und Tarifentwicklungen, Untersuchung im Auftrag der ÖTV-Hauptverwaltung Stuttgart, Mai 1999. – Unveröffentlicht.

LERSNER, H. Freiherr von, WENDENBURG, H. (2000): Recht der Abfallbeseitigung. – Loseblatt, Stand Ergänzungslieferung 6/2000. – Berlin: Erich Schmidt.

LINHER, O. (2001a): Die Abfallwirtschaft aus der Sicht des europäischen Gemeinschaftsrechts. – In: HENDLER, R. et al. (Hrsg.): Abfallentsorgung zwischen Wettbewerb und hoheitlicher Lenkung. Rechtsfragen aus nationaler und europäischer Perspektive. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 13–21.

LINHER, O. (2001b): Die Rahmenbedingungen der Hausmüllentsorgung: Grundlagen des EU-Rechts und

ökonomische Hintergründe. – In: HUTER O., KÜHN, G., TOMERIUS, S. (Hrsg.): Privatisierung und Wettbewerb in der Abfallwirtschaft. – Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik. – Graudruck. – S. 41–73.

LÜBBE-WOLFF, G. (1999): Abfallmitverbrennung in Industrieanlagen. Rechtsfragen der Anwendung der 17. BImSchV. – Deutsches Verwaltungsblatt 114 (16), 1091–1106.

LÜBBE-WOLFF, G. (2000a): Ist das Umweltrecht zu technikorientiert? – Veröffentlicht im Internet: www.jura.uni-bielefeld.de/luebbe-wolffweb/technik.htm – (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

LÜBBE-WOLFF, G (2000b): Einheitlichkeit oder Differenzierung von Standards im anlagenbezogenen Umweltschutz. – In: GAWEL E., LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Effizientes Umweltordnungsrecht. – Baden-Baden: Nomos. – S. 65 ff.

NIESEL, G., WIESMANN, P. (2000): Die Zulässigkeit kommunaler Entsorgung kommunalen Mischabfalls. – Natur und Recht 22 (7), 378–381.

OEBBECKE, J. (2001): Entwicklungstendenzen im Abfallgebührenrecht. – In: HENDLER, R. (Hrsg.): Abfallentsorgung zwischen Wettbewerb und hoheitlicher Lenkung. Rechtsfragen aus nationaler und europäischer Perspektive. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 85–103.

OSTHORST, W. (2001): Die De-Kommunalisierung der Abfallwirtschaft in den Städten. Sieben Fallstudien. Zwischenbericht des Forschungsprojektes „Die De-Kommunalisierung städtischer Infrastrukturen am Beispiel der Müllentsorgung“, Januar 2001. – Veröffentlicht im Internet: www.zwe.uni-bremen.de/data/ap40.pdf. (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

PETERSEN, F. (2000): „Mit der Kreislaufwirtschaft Ernst machen” – Überlegungen zur Konkretisierung des deutschen Abfallrechts. – Zeitschrift für Umweltrecht, Sonderheft 2000, 61–69.

PETERSEN, F. (2001): Die kommunale Abfallentsorgung – Auf der Gratwanderung zwischen Daseinsvorsorge und Liberalisierung. – In: DOLDE, K.-P. (Hrsg.): Umweltrecht im Wandel. Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 575–612.

PIPPKE, N. (2001): Vorrang der Beseitigung bei größerer Umweltverträglichkeit? – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. – Baden-Baden: Nomos. – S. 115–130.

PROGNOS (2001): Untersuchungen der Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfällen außerhalb thermischer Abfallbehandlungsanlagen. Zwischenbericht zur Phase 1 des Forschungsvorhabens (FKZ: 298 343 25) im Auftrag des Umweltbundesamtes, Januar 2001. – Unveröffentlicht.

QUEITSCH, P. (1999): Gebührenerhebung bei zurückgehenden Abfallmengen. – Kommunale Steuer-Zeitschrift 48 (2), 21–28.

QUEITSCH, P. (2000): Gibt es noch „Abfälle zur Beseitigung“ nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz? – Umwelt- und Planungsrecht 20 (1), 1–5.

Rat der Europäischen Union (1997): Entschließung des Rates vom 24. Februar 1997 über eine Gemeinschaftsstrategie für die Abfallbewirtschaftung, ABl. EG Nr. C 76 vom 11. März 1997 – S. 1 ff.

REESE, M. (2000a): Kreislaufwirtschaft im integrierten Umweltrecht. Eine Studie zu den begrifflichen, instrumentellen und funktionalen Grenzen des Abfallverwertungsrechts. – Baden-Baden: Nomos. – 278 S. – Zugleich Dissertation am Fachbereich Rechtswissenschaft der Universität Hamburg, 2000.

REESE, M. (2000b): Neues vom „Kampf um den Abfall“ – aktuelle Rechtsprechung zum Abfallrecht. – Zeitschrift für Umweltrecht 11 (6), 410–417.

RÜHL, C. (2001): Die Durchsetzung der Abfallüberlassungspflichten nach dem Urteil des BVerwG vom 15.6.2000 (NUR 2000, 693). – Natur und Recht 23 (12), 671–676.

SCHERER, J., LEYENDECKER, C. (1999): Europäisches Abfallrecht. Seine Umsetzung und Anwendung in Deutschland. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 18 (6), 590–596.

SCHINK, A. (2001): Zur weiteren Liberalisierung im Bereich der Abfallentsorgung aus rechtlicher Sicht. – In: HENDLER, R. (Hrsg.): Abfallentsorgung zwischen Wettbewerb und hoheitlicher Lenkung. Rechtsfragen aus nationaler und europäischer Perspektive. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 105–136.

SCHLÜTER, B. (2001): Europarecht im deutschen Verwaltungsprozess (14): Abfallrecht. – Verwaltungsblätter für Baden-Württemberg. – H. 10, S. 385–396.

SCHMELZ, C., ERMACORA, F. (2001): Rechtsgutachten zur Europarechtskonformität der vorgeschlagenen Novellierung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Erstellt im Auftrag der kommunalen Spitzenverbände Deutscher Städtetag, Deutscher Städte- und Gemeindebund, Deutscher Landkreistag und des Verbandes kommunaler Unternehmen e.V., August 2001. – Unveröffentlicht.

SCHOCH, F. (1999): Individualrechtsschutz im deutschen Umweltrecht unter dem Einfluss des Gemeinschaftsrechts. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 18 (5), 457–467.

SCHÜRMANN, J., LOWITZSCH, J. (2000): Blick in Nachbars Garten. Aktuelle Probleme des polnischen Umweltrechts. – Landes- und Kommunalverwaltung 10 (11), 473–476.

SEIDEL, A. (2000): Kreislaufwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie in Deutschland. Wirtschafts- und sozialgeographisches Institut der Universität zu Köln. – Eigenpublikation.

SPD-AG Umwelt (2001): Vorschläge zur Änderung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG). – Unveröffentlicht.

SRU (1991): Abfallwirtschaft. – Sondergutachten, September 1990. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 720 S.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 380 S.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – neue Wege gehen, Stuttgart: Verlag Metzler-Poeschel. – 388 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Verlag Metzler-Poeschel. – 688 S.

TETTINGER, P. J. (2000): Überlassungspflichten für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle zur Verwertung an öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger und europäisches Gemeinschaftsrecht. Rechtsgutachten für den Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. und den Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V., September 2000. – Unveröffentlicht.

THEBEN, M., BEGEMANN, A. (1999): Die künftige EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen. – Umwelt- und Planungsrecht 19 (11/12), 431–436.

UBA (2001a): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. – Berlin: Erich Schmidt Verlag.

UBA (2001b): Thermische, mechanisch-biologische Behandlungsanlagen und Deponien für Rest-Siedlungsabfälle in der Bundesrepublik Deutschland. – 5. Aufl., 01/2001. – Graudruck.

UMK (2001): Ergebnisniederschrift der 56. Umweltministerkonferenz vom 17./18. Mai 2001 in Bremen.

WAGNER, K. (2001): Aktueller Stand der Umsetzung der europäischen Deponierichtlinie in nationales Recht. – In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung. – Witzenhausen: Verlag Witzenhausen-Institut. – S. 633–648.

WALLSTRÖM, M. (2001): Future Directions for European Waste Policy. – Manuskript einer Rede beim Europäischen Abfallforum. – Brüssel, Juni 2001. – Zwischenzeitlich veröffentlicht auf den Internetseiten der EU-Kommissarin Wallström: www.europa.eu.int/comm/commissioners/wallstrom/index_en.htm.

WEGENER, B. (1998): Rechte des Einzelnen. Die Interessentenklage im europäischen Umweltrecht. – Baden-Baden: Nomos.

WEIDEMANN, C. (2000a): Abfallwirtschaftsplanung zwischen Umweltbewirtschaftung und Planwirtschaft. – In: ERBGUTH, W. et al. (Hrsg.): Planung. Festschrift für Werner Hoppe zum 70. Geburtstag. – München: C. H. Beck-Verlag. – S. 791–811.

WEIDEMANN, C. (2000b): Zum Verhältnis von privater Verwertungs- und kommunaler Entsorgungspflicht. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 19 (10), 1131–1133.

WENDENBURG, H. (2000): Die Überwachungsinstrumente des KrW-/AbfG auf dem Prüfstand. – Zeitschrift für Umweltrecht, Sonderheft 2000, 100–105.

WINTER, G. (2001): Die Steuerung grenzüberschreitender Abfallströme. – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. – Baden-Baden: Nomos. – S. 49–72.

WITTHOHN, A. (2001): Schärfere Anforderungen bei der Mitverbrennung von Abfällen – Auswirkungen der Abfallverbrennungs-Richtlinie. – Deutsches Verwaltungsblatt 116 (21), 1648–1653.

WITTHOHN, A., SMEDDINCK, U. (2000): Abgrenzung Abfall zur Beseitigung und Abfall zur Verwertung – das unlösbare Problem? – NdsVBl. 7 (4), 77–82.

Kapitel 4.2.1

BOTH, G. (2001): Leitfaden zur energetischen und stofflichen Verwertung von Abfällen in Zementwerken und Kraftwerken von Nordrhein-Westfalen. – In: DOHMANN, M. (Hrsg.): Stand und Perspektiven der Industrie- und Sonderabfallentsorgung am Beispiel bedeutender Stoffgruppen. Tagungsband des 14. Aachener Kolloquiums Abfallwirtschaft im November 2001. – Aachen: Institut für Siedlungswasserwirtschaft. – Abfall – Recycling – Altlasten Band 26. – S. 11/1–11/25.

BRAUNGART, M., GALLENKEMPER, B. (2000): Bewertung des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen. – Entsorgungspraxis H. 1–2, 31–33.

BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz) (1998): Richtlinie Entsorgung von Abfällen in Zementwerken. – Internet: www.buwal.ch/abfall/docu/pdf/d_zementwerkrichtlinie.pdf (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

BZL (BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH), DPU (Deutsche Projekt Union GmbH) (2000): Anforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Abfällen für die Zementindustrie. Abschlussbericht. Auftraggeber Ministerium für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg. – Oyten: BZL. – 22 S. – Internet: www.uvm.baden-wuerttemberg.de/uvm/abt2/zement/EBS_Zem_250900_end.pdf (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

EPEA (EPEA Internationale Umweltforschung GmbH), INFA (Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft GmbH) (1999): Bewertung des Einsatzes von Substitut-Brennstoffen ‘SBS’ unter Gesichtspunkten der Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit. Kurzfassung. – Erstellt für die Rethmann Entsorgungswirtschaft GmbH & Co. KG, Region West. – Hamburg und Ahlen: EPEA und INFA.

EUWID (2001): Gütesicherung der BGS seit Juli anerkannt. – EUWID Recycling und Entsorgung H. 28.

FLAMME, S., GALLENKEMPER, B. (2001): RAL-Gütezeichen für Sekundärbrennstoffe. – In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V. – Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie. – S. 428–438.

FRIEDRICH, H., LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B. (2001): Die Stoffflussanalyse (SFA) als neues Instrument der abfallrechtlichen Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsmaßnahmen in immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen in Nordrhein-Westfalen. – In: Müll und Abfall H. 2, 83–94.

GALLENKEMPER, B., BRAUNGART, M. (1999): Untersuchungen zur Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Substitutbrennstoffen. – Hamburg und Ahlen.

KAMM, K., WIEST, J. (2000): Emissionsbegrenzung für Zementwerke. – Wasser, Luft und Boden: Zeitschrift für Umwelttechnik 44 (5), 63–66.

LAGA-Arbeitsgruppe (Arbeitsgruppe der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (1997): Maßstäbe und Kriterien für die energetische Verwertung von Abfällen in Zementwerken. – Entwurf vom 31.10.1997.

LAHL, U. (2000): Heiße Ware. CEN startet Arbeiten an einem europäischen Standard für Ersatzbrennstoffe. – Müllmagazin H. 4, 55–56.

LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B. (2001): Risikoanalyse erforderlich. MBA: Die energetische Verwertung bestimmt den Preis. – Müllmagazin H. 2, 22–25.

LOHSE, J. (2000): Kritische Aspekte des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie. – In: DOHMANN, M. (Hrsg.): Thermische Industrie- und Gewerbeabfallentsorgung. Stand und Entwicklung. Tagungsband des 13. Aachener Kolloquiums Abfallwirtschaft im November 2000. – Aachen: Institut für Siedlungswasserwirtschaft. – Abfall – Recycling – Altlasten Band 22.

LÜBBE-WOLFF, G. (1999): Abfallmitverbrennung in Industrieanlagen. – Deutsches Verwaltungsblatt 114 (16), 1091–1106.

LÜBBE-WOLFF, G. (2001): Die Mischrechnungsregel der 17. BimSchV. – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. Baden-Baden: Nomos. – S. 207–220.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2000): Entsorgung von Abfällen in immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen. Erlass vom 23. Oktober 2000. – Az. IV A 3 – 958-22164/3, IV A 2 – 811/11/24-37002, V A 5 – 8818.2, V B 4 – 8001.8.18.1.

MUNLV (2001): Abfallverwertung in Industrieanlagen. Untersuchung über die energetische Verwertung von Abfällen in der Zementindustrie, bedeutenden Kraftwerken und der Metallindustrie. – Düsseldorf: MUNLV.

NELLES, M., GEHRIG, S., NEFF, A. et al. (2001): Hochkalorische Fraktionen aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Praxiserfahrungen aus Österreich. – Umweltpraxis H. 7/8, 12–16.

NOTTRODT, A., WANDSCHNEIDER, J., GUTJAHR, M., CHIBIORZ, J. (2001): Technische Anforderungen und allgemeine Empfehlungen für die Entsorgung von Tiermehl und Tierfett in Verbrennungsanlagen. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Berlin: BMU. – 63 S. – Internet: www.bmu.de/download/dateien/leitf.pdf (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

OERTER, M. (2001): Möglichkeiten einer Nutzung von Abfällen durch Verwertung in Zementwerken. – In: Institut Fresenius Chemische und Biologische Laboratorien GmbH (Hrsg.): Tagungsunterlagen zur 2. Fresenius Fachtagung Waste-to-energy, 21. März–23. März 2001, Darmstadt. – Taunusstein: Fresenius.

RAL (RAL Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V.) (2001): RAL-Aufgaben und Aufbau, Arbeitsgebiete. – Internet: www.ral.de/RAL3a.htm#Anchor-RAL-Aufgaben-65304 (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

SCHEURER, W., RICHERS, U., MAIER, J. et al. (2000): Stand der thermischen Nutzung von Sekundärbrennstoffen in Kraftwerken. – Entsorgungspraxis H. 4, 27–34.

SCHULZ-ELLERMANN, H.-J. (2001): RAL-Gütezeichen für Sekundärbrennstoffe. – VKS-News H. 53.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 388 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

STOCK, T., SCHMIDT, R., STADTMÜLLER, J., WEIGEL, H. (2001): Mehr als nur Müllverbrennung. Das Konzept der integrierten Abfallpyrolyse. – Verfahrenstechnik 35 (11), 12–14.

TERHORST, W., GLORIUS, T., RAMACHER, L. (2001): Sekundärbrennstoffe mit Blick auf Europa. – In: GALLENKEMPER, B., BIDLINGMAIER, W., DOEDENS, H., STEGMANN, R. (Hrsg.): Tagungsband der 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münster: Fachhochschule Münster. – Bd. 4 der Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft. – S. 120–133.

UBA (Umweltbundesamt) (2001): Untersuchungen der Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfällen außerhalb thermischer Abfallbehandlungsanlagen. Zwischenbericht zur Phase 1 des Forschungsvorhabens durchgeführt durch PROGNOS im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Berlin: UBA.

URBAN, A. I. (2000): Möglichkeiten und Grenzen der Mitverbrennung von Abfällen. – In: DOHMANN, M. (Hrsg.): Tagungsband zur 33. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. – Aachen: RWTH Aachen. – Band 177. – S. 51/1–51/9.

VDZ (Verein Deutscher Zementwerke e.V.) (2001): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 1999. – Internet: www.vdz-online.de/pub/pub.htm (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

VDZ (o.J.): Betonbroschüre. – Internet: www.vdz-online.de/pub/pub.htm (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

WALTER, G. FLAMME, S. (2001): Gütesicherung von Sekundärbrennstoffen. – In: DOHMANN, M. (Hrsg.): Stand und Perspektiven der Industrie- und Sonderabfallentsorgung am Beispiel bedeutender Stoffgruppen. Tagungsband des 14. Aachener Kolloquiums Abfallwirtschaft im November 2001. – Aachen: Institut für Siedlungswasserwirtschaft. – Abfall – Recycling – Altlasten Band 26. – S. 10/1–10/11.

WIEBUSCH, B. (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken. – Umweltpraxis H. 6, 30–35.

WITTHOHN, A. (2001): Schärfere Anforderungen an die Mitverbrennung von Abfällen – Auswirkungen der Abfallverbrennungs-Richtlinie. – Deutsches Verwaltungsblatt H. 21, 1648–1653.

ZESCHMAR-LAHL, B. (2001): Schadstoffanreicherung im Erzeugnis – Kriterien für eine umweltverträgliche Verwertung. – In: VDI-Wissensforum „Ersatzbrennstoffe in Industrieanlagen“, Seminar 43-04-05, Osnabrück, 11./12. September 2001.

Kapitel 4.2.2

Agrarministerkonferenz (2001): Ergebnisprotokoll der Amtschef- und Agrarministerkonferenz in Cottbus am 21.–23. März (Frühjahrstagung), Protokollnotiz zu Top 5.3 des Protokolls. – Internet: www.brandenburg.de/land/mlur/amk/prot2303.pdf (zuletzt aufgerufen im Mai 2002)

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2001): Klärschlamm-Fachinfo. Statistik vom 18. Dezember 2001. – Bonn: BMU.

BUER, T., MONTAG, D., SEYFRIED, A. (2001): Gewinnung von Phosphat und anderen Nährstoffen aus Klärschlamm: Techniken und Wirtschaftlichkeit. Vortragsmanuskript zur Wissenschaftlichen Anhörung „Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes“ am 25.–26. Oktober 2001 in Bonn. – Bonn: BMU/BMVEL.

Bundesrat (1998): Bundesrat stimmt Bioabfallverordnung nach Maßgabe von Änderungen zu. – Pressemitteilung vom 10. Juli 1998. – Internet: www.bundesrat.de/pr/pr161_98.html (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

DOHMANN, M. (2001): Abwassertechnik und Klärschlammentsorgung. Vortragsmanuskript. – Veröffentlicht im Tagungsband zur Veranstaltung des Bildungszentrum für die Entsorgungs- und Wasserwirtschaft GmbH (BEW) „Klärschlammentsorgung in Europa“ vom 29.–30. August 2001. – Essen: BEW.

Europäische Kommission (2000): Schlämme – Arbeitsunterlage – 3. Entwurf vom 27. April 2000. – Brüssel: Europäische Kommission. – Dokument Nr.: ENV.E.3/LM. – Internet: www.europa.eu.int/comm/environment/sludge/sludge_de.pdf (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

GIEGRICH, J., MÖHLER, S. (2000): Stoffbilanzierung mit dem Ziel einer nachhaltigen Verwertung von Abfällen auf pflanzenbaulich genutzten Flächen. – Forschungsbericht des Instituts für Energie- und Umweltforschung, UBA FG III 3.5, KZ 20310912. – Unveröffentlicht. – Heidelberg: Institut für Energie- und Umweltforschung.

HAHN, J. (2001): Vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in Böden am Beispiel der Klärschlammverwertung. – Wasser, Luft und Boden H. 9, 60–67.

HEINZMANN, B. (2001): Phosphorous Recovery in Wastewater Treatment Plants. – Vortrag gehalten am 12.03.2001 in Amsterdam, International P-Recycling-Kongress. – 9 S.

MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2001): MUNLV-Berichte zur Umwelt Band 5. – Düsseldorf: MUNLV NRW.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler und Poeschel.

Statistisches Bundesamt (1998): Daten Fachserie 19. Reihe 2.1. – Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

STOCK, H.-D., FRIEDRICH, H. (2001): Umweltrelevante Schadstoffkonzentrationen und -frachten von Klärschlämmen und Komposten in Nordrhein-Westfalen. – Vortragsmanuskript zur wissenschaftlichen Anhörung „Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes“ am 25.–26. Oktober 2001 in Bonn. – Bonn: BMU/BMVEL.

UBA (Umweltbundesamt) (2001a): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. – Berlin: Erich Schmidt Verlag.

UBA (Hrsg.) (2001b): Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden. – UBA-Texte 59/01.

UBA (Umweltbundesamt) (2001c): Jahresbericht 2000. – Berlin: UBA.

UMK-AG (Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz) (2000): Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Maßnahmeplan – 25. August 2000-10-18, von der 26. ACK im Oktober 2000 zur Kenntnis genommen.

WAGNER, H. (1999): Stoffmengenflüsse und Energiebedarf bei der Gewinnung ausgewählter mineralischer Rohstoffe. Teilstudie Phosphat. – In: Bundesanstalt für Geowissenschaft und Rohstoffe (Hrsg.), Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, H. SH 5. – Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaft und Rohstoffe. – 58 S.

Kapitel 4.2.3

ARGE Altauto (2000): 1. Monitoringbericht gemäß Punkt 3.6 der Freiwilligen Selbstverpflichtung zur umweltgerechten Entsorgung von Altfahrzeugen (Pkw) im Rahmen des Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetzes. Berichtszeitraum: 1. April 1998 bis 31. März 2000. – Frankfurt a. M.: ARGE Altauto.

BMU (2001): Begründung zum Gesetzentwurf der Bundesregierung über ein Gesetz zur Entsorgung von Altfahrzeugen (Altfahrzeug-Gesetz – AltfahrzeugG) – Entwurf – Stand: 05.12.2001. – Bonn: BMU.

BROCKMANN, K.-L., DEIMANN, S., WALLAU, F. (u. M. v. B. Dette) (2000): Endbericht zum UBA Forschungsvorhaben „Evaluierung von Finanzierungsmodellen zur Durchführung der kostenlosen Rückgabe von Altautos“. – Mannheim, Darmstadt und Bonn: ZEW, IfM und Öko-Institut. – 273 S.

Europäische Kommission (2000): Grünbuch zur Umweltproblematik von PVC. – Brüssel: Europäische Kommission. – KOM (2000) 469 endgültig.

Europäische Kommission (2001): Draft Commission Decision of [...] amending annex II of Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on end of life vehicles. – Unveröffentlichter Entwurf der Generaldirektion Umwelt. – Brüssel: Europäische Kommission.

FALKE, J. (1999): Europäisches Umweltrecht: Deutschland im Bremserhäuschen. –Zeitschrift für Umweltrecht 10 (6), 315–317.

JÖRGENS, H., BUSCH, P.-O. (2002): The Voluntary Pledge Regarding the Environmentally Sound Management of End-Of-Life-Vehicles. – In: DE CLERCQ, M. (Hrsg.): Negotiated Environmental Agreements in Europe: Critical Factors for Success. – Cheltenham, Northampton: Edward Elgar. – S. 88–113 (im Erscheinen).

Kommission der Niedersächsischen Landesregierung „Umweltmanagement und Kreislaufwirtschaft“ (4. Regierungskommission) – Arbeitskreis 16 „Kfz-Recycling“ (2001): Empfehlung des Arbeitskreises zur Umsetzung der EU-Richtlinie über Altfahrzeuge. Eckpunkte für die Regelung der Geldströme. – Hannover: Landesregierung.

KOPP, A. (2001): Überlegungen zu den Entsorgungskosten von Altautos. – Müll und Abfall 33 (1), 9–16.

LOHSE, J., SANDER, K. (2000): Stellungnahme zum ersten Monitoringbericht der ARGE-Altauto. – Hamburg: Ökopol. – 11 S.

LOHSE, J., SANDER, K., WIRTS, M. (2001): Heavy Metals in Vehicles II. Final Report. – Hamburg: Ökopol. – 96 S.

LUCAS, R. (2000): Altautoverwertung zwischen Staat und Markt. Bedingungen und Potentiale zur Modernisierung von Lagerhaltung und Marketing gebrauchter Autoteile. – Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie. – Wuppertal Papers Nr. 104. – 48 S.

LUCAS, R. (2001): End-of-life vehicle regulation in Germany and Europe – problems and perspectives. – Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie. – Wuppertal Papers Nr. 113. – 30 S.

NÜRNBERGER, U. (2000): Der Sachverständige für Altautoverwertung – rechtliche Stellung und Ermessensspielräume. – Umwelt- und Planungsrecht 20 (1), 11–15.

RUMMLER, Th. (2001): Weiterentwicklung der abfallrechtlichen Produktverantwortung. – Zeitschrift für Umweltrecht H. 5, 308–314.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (o. J.): Merkblatt zur Abmeldung von Altautos (Pkw) nach der neuen Altauto-Verordnung. – Internet: www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/abfallwirtschaft/de/altautos/merkblatt_abmeldung.shtml (Zugriff im Februar 2002).

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

THOMSON, S. (1998): Produktverantwortung. Rechtliche Möglichkeiten und Grenzen einer Kreislaufwirtschaft. – Baden-Baden: Nomos.

VDA (Verband der Automobilindustrie) (2001): Gesetzentwurf über Altautoentsorgung bedarf Nachbesserung. Deutsche Automobilindustrie fordert Halterbeteiligung. – Pressemeldung von 10.08.2001. – Frankfurt: VDA.

WURZEL, R. (2000): Flying into Unexpected Turbulence: The German EU Presidency in the Environmental Field. – German Politics 9 (3), 23–42.

Kapitel 4.2.4

AEA Technology (1997): Recovery of WEEE: Economic and Environmental Impacts. Final report.

BMU (2001a): Abfallwirtschaft – Altgeräte und Altbatterien – Elektro- und Elektronik-Altgeräte – Kurzinfo. – Internet: www.bmu.de/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu_stadt/elektro/kurzinfo/altge_wichtigste.htm (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

BMU (2001b): Ratstagung der EU (Umwelt) am 7./8. Juni 2001. Internet: www.bmu.de/sachthemen/euumwelt/ratstag_4_2001.htm#drei.

Council of the European Union (2001): Common Position adopted the 4th December 2001 by the Council with a view to the adoption of a Directive of the European Parliament and of the Council on waste electrical and electronic equipment. – Document 11304/2//01 REV 2.

EEB (European Environment Bureau) (2001): Towards Waste-Free Electrical and Electronic Equipment. EEB Argumentation paper concerning the proposals for Directive on Waste Electrical and Electronic Equipment and on the Restriction of the use of certain Hazardous Substances in Electrical and Electronical Equipment. – Brüssel: EEB. – 61 S.

Europäische Kommission (2000a): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Elektro- und Elektronikaltgeräte. – KOM (2000) 347 endgültig – 2000/0158(COD). – In: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften C 365 E vom 19. Dezember 2000. – S. 184–194.

Europäische Kommission (2000b): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in elektrischen und elektronischen Geräten vom 13.06.2000. –

In: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften C 365 E vom 19. Dezember 2000. – S. 195–197. – KOM (2000) 347 endgültig – 2000/0159(COD).

Europäische Kommission (2001): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in elektrischen und elektronischen Geräten. – In: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften C 240 E vom 28. August 2001. – S. 303–304. – KOM (2001) 316 endgültig – 2000/0159(COD).

European Parliament (2001): Opinion of the European Parliament of 15th of May 2001. Proposal for a European Parliament and Council directive on waste electrical and electronic equipment. – In: Official Journal of the European Communities C 34 E vom 7. Februar 2002. – S. 115–135. – COM (2000) 347 – C5-0414/2000 – 2000/0158(COD).

KLOEPFER, M. (2001): Produktverantwortung für Elektroaltgeräte. – Berlin: Duncker & Humblot.

LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (2000): LAGA-Richtlinie. Technische Anforderungen zur Entsorgung von Elektro-Altgeräten sowie zur Errichtung und zum Betrieb von Anlagen zur Entsorgung von Elektro-Altgeräten (EAG-Richtlinie). – Stand November 2000.

LOHSE, J., WINTELER, S., WULF-SCHNABEL, J. (1998): Collection Targets for Waste from Electrical and Electronic Equipment (WEEE). Report compiled for the Directorate General (DG XI) Environment, Nuclear Safety and Civil Protection of the Commission of the European Communities. Final Report. – Hamburg: Ökopol. – 45 S. – Internet: www.oekopol.de/de/Archiv/Archiv/Stoffstrom/weee.htm (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

SELLSTRÖM, U., KIERKEGAARD, A., WITT, C. de, JANSSON, B. (1998): Photolytic debromination of decabromodiphenylether (DeBDE). – Organohalogen Compounds Jg. 35, 447–450.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 390 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

UB Media (2001): Veröffentlichung als Anlage des Rundschreibens des Ministeriums für Umwelt und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz vom 12. Februar 2001. – MinBl. Rheinland-Pfalz Nr. 9 vom 22. Mai 2001. – S. 332.

UBA (Umweltbundesamt) (2000): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000 – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – 380 S.

WITT, C. de (2000): Brominated Flame Retardants. – Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency.

Kapitel 4.2.5

BASTIANS, U. (2001): Verpackungsregulierung ohne den Grünen Punkt? Die britische und die deutsche Umsetzung der Europäischen Verpackungsrichtlinie im Vergleich. – Dissertation am Fachbereich Rechtswissenschaften der Universität Osnabrück. – 195 S.

BAUM, H.-G., CANTNER, J., MICHAELIS, P. (2000): Pfandpflicht für Einweggetränkeverpackungen? – Berlin: Analytica. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft 11/2000. – 176 S.

Bundesumweltministerium (2001): Bundeskabinett beschließt Pfandpflicht für Einweggetränkeverpackungen. – Umwelt H. 6, 430–431.

European Commission (2001): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 94/62/EC on Packaging and Packaging Waste vom 7.–12. Februar 2001. – COM (2001) 729 final.

EWERS, H. J., SCHATZ, M., TEGNER H. (2001): Ein Markt für duale Systeme – Optionen für Wettbewerb und Effizienz in der Rücknahme von Verpackungen. – Gutachten am Fachbereich Wirtschaft & Management der TU Berlin. – Berlin: Technische Universität. – 122 S.

Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM) (2000): Mehrwegquoten 1998. – Wiesbaden: GVM. – Informationsblatt „Im Blickpunkt“ vom März 2000.

Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM) (2001): Verpackungsverbrauch 1991–2000. – Wiesbaden: GVM. – Informationsblatt „Im Blickpunkt“ vom Mai 2001.

HTP/ifeu (2000): Grundlagen für eine ökonomisch und ökologisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen. – Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Endbericht Dezember 2000 (UFOPLAN 298 33719). – Unveröffentlicht.

PASCHLAU, H. (2001): Pfandpflicht für Einweg-Getränkeverpackungen – Handel, Duales System und Entsorger im Dilemma. – Müll und Abfall H. 4, 193–204.

SCHMITT, B., WOLLNY, V. (2000): Auswirkungen der vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen vorgeschlagenen Reform der Verpackungsverordnung auf Mengenströme und Kosten. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 13 (3/4), 523–535.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 384 S.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 390 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

Kapitel 4.2.6

BAHADIR, M., FLAMME, S., HAMS, S. et al. (2001): Schnellerkennung von Holzschutzmitteln in Altholz. – Reihe Initiativen zum Umweltschutz, Bd. 27. – Herausgegeben von der Bundesstiftung Umwelt. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – 211 S.

BIMBOES, D., ZIMMERMANN, T. (1998): Grenzen setzen. Das Qualitätsmanagement zur stofflichen Verwertung von Holzabfällen erfordert die Festlegung von Schadstoffwerten. – Müllmagazin H. 1, 54–57.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2001): Entwurf: Verordnung über die Entsorgung von Altholz, Stand 3.9. 2001. – Bonn: BMU.

DIETER, M., ENGLERT, H., KLEIN, M. (2001): Abschätzung des Rohholzpotentials für die energetische Nutzung in der Bundesrepublik Deutschland. – Arbeitsbericht Nr. 11/2001 des Instituts für Ökonomie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH). – Hamburg: BFH. – 45 S.

FALBE, J., REGITZ, M. (Hrsg.) (1990): Römpp Lexikon Chemie. Band H–L. – Stuttgart: Thieme.

GÖRISCH, U. (2001): Die Verordnung zur Altholzentsorgung – praktische Umsetzbarkeit in den Aufbereitungsbetrieben. – Umweltpraxis 1 (11), 22–23.

KAMINSKI, R., FIGGEN, M. (2001): Neue Regeln für den Umgang mit Altholz. Umweltpraxis 1 (1/2), 51–52.

KRUSE, K., JANSSEN, A., FRÜHWALD, A. (2001): Erarbeitung betriebswirtschaftlich-technischer Modelle von Anlagen zur Herstellung mitteldichter Faserplatten (MDF). – Arbeitsbericht Nr. 2001/01 des Instituts für Holzphysik und mechanische Technologie des Holzes der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH). – Hamburg: BFH. – 75 S.

MAAß, R. (1999): Kunststoffrecyclingprodukte und PCB-Grenzwert. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 18 (11), 1196–1197.

MARUTZKY, R. (2001): Entsorgung von Gebrauchtholz vor dem Hintergrund der Altholzverordnung. – In: GALLENKEMPER, B., BIDLINGMEIER, W., DOEDENS, H., STEGMANN, R. (Hrsg.): 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. – Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 4.

Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (1998): Leitlinie für eine qualitätsgesicherte Aufbereitung und Verwertung von Gebrauchtholz, 1. November 1998. – Mainz: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz.

OLLMANN, H. (2001): Holzbilanzen 1998–1999 für die Bundesrepublik Deutschland. – Arbeitsbericht Nr. 5/2001 des Instituts für Ökonomie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH). – Hamburg: BHF. – 21 S.

PIEPER, A. (2001): Untersuchungen zur Schadstoffbildung und Emissionsminderung der energetischen Verwertung von Resthölzern in Kleinfeuerungsanlagen. – Dissertation an der Technischen Universität Braunschweig. – Internet: www.opus.tu-bs.de/opus/volltexte/2001/224/pdf/Pie_diss.pdf.

SANDER, A.M. (1999): Chemikalienrechtliche Anforderungen an die PCB-Haltigkeit von Erzeugnissen. – Landes- und Kommunalverwaltung 9 (11), 443–444.

STOLZ, P., KROOß, J., THURMANN, U., MÜLLER, H. (1998): Verfahren zur Holzschutzmittelbestimmung. Statistik der Holzschutzmittel in Altholz. – UBA-Forschungsbericht 99-081. – Berlin: UBA. – Unveröffentlicht.

THURMANN, U. (1999): Erfassung und umwelttoxikologische Bewertung von ausgewählten Holzschutzmittelwirkstoffen in Althölzern. – Dissertation. – Kiel: CAU. – 241 S.

Kapitel 4.3

ASA (Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung) (2000): MBA-Steckbrief. Erfassung und Auflistung aktueller Daten über mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland. – Bardowick: ASA.

BILITEWSKI, B., HÄRDTLE, G., MAREK, K. (2000): Abfallwirtschaft: Handbuch für Lehre und Praxis. – 3. Aufl. – Berlin: Springer. – 729 S.

BILITEWSKI, B., URBAN, A. (1999): Prognose der Entsorgungssituation für Siedlungsabfälle in der BRD im Jahr 2005. – In: GALLENKEMPER, B., BIDLINGMAIER, W., DOEDENS, H., STEGMANN, R. (Hrsg.): Tagungsband der 6. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. – Münster: Fachhochschule Münster. – Bd. 2 der Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft. – S. 107–112.

Bundeskartellamt (2001): Entscheidungen des Bundeskartellamtes auf dem Gebiet der Fusionskontrolle im Jahr 2001. 10. Beschlussabteilung B10 – 90005 – U – 23/01, Trienekens, Gemeinschaftsmüllverbrennungsanlage Niederrhein, Stadt Oberhausen u. a. – Internet: www.bundeskartellamt.de/fusion2001.html (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

BUNDESREGIERUNG (2001): Zukunft der Deponierung und Verwertung von Abfällen. Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Birgit Homburger, Marita Sehn, Ina Albowitz, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP. – Drucksache 14/7188.

DOEDENS, H. (2001): MBA in Deutschland (Stand Oktober 2001). – Unveröffentlichtes Manuskript.

DOEDENS, H., GRIEßE, A. (2001): Zukünftiger Stellenwert der Siedlungsabfalldeponien in Deutschland. – In: GALLENKEMPER, B., BIDLINGMAIER, W., DOEDENS, H., STEGMANN, R. (Hrsg.): Tagungsband der 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münster: Fachhochschule Münster. – Bd. 4 der Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft. – S. 308–315.

HAHN, J. (2001): Vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in Böden am Beispiel der Klärschlammverwertung. – WLB Wasser Luft Boden H. 9, 60–67.

KUMMER, B., FISCHER, H.-G. (1999): Die zukünftige Behandlung von Restabfällen – mechanisch-biologische und/oder thermische Vorbehandlung und deren Auswirkungen. Eine Betrachtung vollständiger Kreisläufe für MBA und MVA. – Bonn: Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung. – 58 S.

MÜLLER, W., WALLMANN, R., HAKE, J., TURK, T. (2001): Stand der Technik und Entwicklungspotenziale der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. – In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V. – Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie. – S. 542–558.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (1998): Abfallbilanz Nordrhein-Westfalen für Siedlungsabfälle 1998. Düsseldorf: MUNLV. – Internet: www.murl.nrw.de/sites/arbeitsbereiche/boden/murlhtml/abfall98/start.html (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

PETERSEN, F. (2001): Die kommunale Abfallentsorgung – Auf der Gratwanderung zwischen Daseinsvorsorge und Liberalisierung. – In: DOLDE, K.-P. (Hrsg.): Umweltrecht im Wandel: Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 575–612.

PROGNOS AG (2000): Branchenreport Entsorgungswirtschaft. Der Markt für Entsorgungsdienstleistungen bis zum Jahr 2010. Teilreport A: Siedlungsabfälle. – Basel: Prognos.

SCHNURER, H. (2001): Konkretisierung der Emissions- und Ablagerungsanforderungen für mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen. – Vortrag gehalten am 26. April 2001 auf dem 13. Kasseler Abfallforum. – Internet: www.deponie-stief.de/recht/bund/texte/schnurerkassel.pdf (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

SEIDEL, A. (2000): Kreislaufwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie in Deutschland. – Köln: Wirtschafts- und Sozialgeographisches Institut an der Universität zu Köln.

Statistisches Bundesamt (2000): Ausgewählte vorläufige Ergebnisse der Abfallstatistik für 1996 und 1997. Mitteilung vom 27. Oktober 2000 an das UBA. – Veröffentlicht in: Umweltbundesamt (2001): Thermische, mechanisch-biologische Behandlungsanlagen und Deponien für Siedlungsabfälle in der Bundesrepublik Deutschland. – 5. Auflage. – Berlin: UBA.

UBA (Umweltbundesamt) (2001a): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. – Berlin: Erich Schmidt Verlag.

UBA (2001b): Thermische, mechanisch-biologische Behandlungsanlagen und Deponien für Siedlungsabfälle in der Bundesrepublik Deutschland. – 5. Auflage. – Berlin: UBA.

Kapitel 4.4

BARNISKE, L., JOHNKE, B. (1996): Nachhaltige umweltgerechte Entwicklung der thermischen Abfallbehandlung. – UTA Umwelt Technologie Aktuell 7 (4), 326–334.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1999): BMU legt Eckpunkte für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen vor. – BMU-Pressemitteilung Nr. 127/99 vom 20. August 1999. – Berlin: BMU.

BMU (2001): Auswirkungen neuer europäischer Richtlinien und die Umsetzung abfallrechtlicher Projekte in Deutschland. – Umwelt H. 4, XI.

BORN, M. (1998): Prozessoptimierung bei der Verbrennung und Vergasung von Abfällen. – In: FAULSTICH, M., URBAN, A., BILITEWSKI, B. (Hrsg.) (1998): 3. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung. – München: TU München. – Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft der TU München, Berichtsheft Nr. 137. – S. 215–239.

BRAMMER, F. (2000): Verkürzung der Nachsorgedauer durch Deponierückbau. – Entsorgungspraxis 18 (1–2), 40–42.

BUTZ, W. (2000): Anforderungen an die MBA in Deutschland. – Umweltpraxis H. 3, 46–49

BZL (BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH) (2000): Thermisch-regenerative Abgasreinigung für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. im Auftrag der Fa. Herhof. – Oyten: BZL.

CAPITAINE, P., ENGWEILER, J. (1998): RCP-Verfahren – Erste Erfahrungen. – In: FAULSTICH, M., URBAN, A., BILITEWSKI, B. (Hrsg.): 3. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung. – München: TU München. – Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft der TU München, Berichtsheft Nr. 137. – S. 281–296.

CLEMENS, J., CUHLS, C. (2001): Emissionen von Treibhausgasen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. – Wasser Luft Boden 45 (1–2), 51–53.

DAHLKAMP, J. (2000): Defektes Wunder. Der Spiegel H. 39 vom 25. September 2000.

DOEDENS, H., GRIESSE, A. (2001): Zukünftiger Stellenwert der Siedlungsabfalldeponien in Deutschland. – In: GALLENKEMPER, B., BIDLINGMAIER, W., DOEDENS, H., STEGMANN, R. (Hrsg.): Tagungsband der 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. – Münster: Fachhochschule Münster. – Bd. 4 der Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft. – S. 308–315.

DOEDENS, H., STOCKINGER, J. (2001): Emissionen bei der mechanisch biologischen Abfallbehandlung (MBA). – Umweltpraxis 1 (10), 19–23.

DREES, K.-T. (2000): Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien. – Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen. – Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Bd. 23. – 163 S.

DSD (Duales System Deutschland) (2001): Internetseite der Duales System Deutschland AG. – Internet: www.gruener-punkt.de (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

EHRIG, H.-J., KRÜMPELBECK, I. (2000): Nachsorge von Deponien. – In: Tagungsband der ATV-DVWK-Bundestagung 2000. – Karlsruhe. – ATV-DVWK-Schriftenreihe Bd. 20. – S. 595–608.

FAULSTICH, M., URBAN, A., BILITEWSKI, B. (Hrsg.) (1998): 3. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung. – München: TU München. – Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft der TU München, Berichtsheft Nr. 137. – 554 S.

FZI (Forschungszentrum Informatik Forschungsbereich MMR) (2001): Farbsortierung. – Internet: www.fzi.de/mmr/german/projects/farbsort/Farbsort2.html (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

HÄRDTLE, G. (2001): Ersatzbrennstoffe 1 – Herstellung, Lagerung und Verwertung. – Neuruppin: TK Verlag. – 275 S.

HAKE, J. (1999): Betriebswirtschaftliche Auswirkungen der Abfallvorbehandlung. – In: Zentrum für Abfallforschung (ZAF) (Hrsg.): Deponierung von vorbehandelten Siedlungsabfällen. – 14. ZAF-Seminar. – Braunschweig: TU-Braunschweig.

Herhof Umwelttechnik GmbH (2001): Das Herhof-Trockenstabilatverfahren – mechanisch-biologische Aufbereitung zur Restabfallverwertung. – Internet: www.herhof.de/inhalt/2100.htm (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

HEYER, K.-U., HUPE, K., STEGMANN, R. (2000): Erfahrungen und technische Umsetzung der in situ Belüftung von Deponien und Altablagerungen. – In: STEGMANN, R., RETTENBERGER, W., BIDLINGMAIER, W., EHRIG, H.J. (Hrsg.): Deponietechnik 2000. – Stuttgart: Verlag Abfall aktuell. – Hamburger Berichte 16. – S. 241–250.

HOINS, H. (2001): Oberflächenabdichtung von Deponien in Verbindung mit einer gezielten Rückbefeuchtung. – Umweltpraxis H. 1–2, 14.

JENSEN, D. (2001): Schärfer als das Auge, Innovationen in der Sortiertechnik für Behälterglas. – Entsorga-Magazin 20 (1–2), 26–28.

KAIMER, M., SCHADE, D. (Hrsg.) (1999): Bewerten von thermischen Abfallbehandlungsanlagen. Planung, Genehmigung, Konzept und Betrieb. – Eine Veröffentlichung der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. – Berlin: E. Schmidt. – Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 111.

KETELSEN, K. (2001): Umsetzung der Ablagerungsanforderungen im MBA- und Deponiebetrieb. – In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V. – Witzenhausen. – Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie. – S. 618–631.

KETELSEN, K., FEHRE, E., LAHL, U. (1999): Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. – Herausgegeben vom Umweltbundesamt (im Auftrag des Bundesministerium für Bildung und Forschung). – Abschlußbericht der Studie, FKZ 147 111 4. – Broschüre. – Bonn: BMBF.

KNORR, W., HENTSCHEL, B, MARB, C. et al. (1999): Rückstände aus der Müllverbrennung: Chancen für eine stoffliche Verwertung von Aschen und Schlacken. – Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.): Initiativen zum Umweltschutz, Bd. 13. – Berlin: E. Schmidt. – 258 S.

KRÜMPELBECK, I., EHRIG, H.-J. (2001): Sickerwasser, Menge, Zusammensetzung und Behandlung. – In: HÖSEL, G. BILITEWSKI, B., SCHENKEL, W., SCHNURER, H. (Hrsg.): Müll-Handbuch, Band 4: Sammlung und Transport, Behandlung und Ablagerung sowie Vermeidung und Verwertung von Abfällen. – Ergänzbares Handbuch für die kommunale und industrielle Abfallwirtschaft, Band 4, Lfg. 3/01, Kennziffer 4587. – S. 1–46.

LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (2000): Infiltration von Wasser in den Deponiekörper und Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen. Infiltration von Wasser in den Deponiekörper. – Verabschiedet durch die LAGA am 08/09. Februar 2000.

LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B. (2001): Lösungsansätze zur Umsetzung der Emissionsanforderungen der 30. BimSchV. – In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V. – Witzenhausen. – Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie. – S. 591–617.

MÜLLER, P. (1998): Von Roll-Technologien zur thermischen Abfallbehandlung (Rost, Wirbelschicht, RCP). – In: TU Braunschweig/IWBT/ZAF (Hrsg.): Stoffstromspezifische Abfallbehandlung im Hinblick auf thermische Verfahren. – ZAF-Heft Nr. 13. – Braunschweig. – S. 205–215.

MÜLLER, W., WALLMANN, R., HAKE, J., TURK, T. (2001): Stand der Technik und Entwicklungspotenziale der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. – In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V. – Witzenhausen. – Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie. – S. 542–558.

NITSCHE, R., MALLON, J., SCHEIDIG, K. (2001): Sauerstoff-Schmelz-Vergasung zur Verwertung von Abfällen. – Wasser, Luft und Boden 45 (6), 57–60.

PRETZ, T. (2001): Sortiertechniken. – Schriftliche Mitteilung. – Aachen.

RITZKOWSKI, M., HEYER, K.-U.,HEERENKLAGE, J., STEGMANN, R. (2000): Grundlagen der aeroben in situ-Stabilisierung. – In: STEGMANN, R., RETTENBERGER, G., BIDLINGMAIER, W., EHRIG, H.-J. (Hrsg.): Deponietechnik 2000: Dokumentation der 2. Hamburger Abfallwirtschaftstage. – Stuttgart: Verlag Abfall aktuell. – Hamburger Berichte, Bd. 16. – S. 219–240.

SATTLER, D., SATTLER, J., SCHNEIDER, R. (2000): Anlagentechnik für den aerob-biologischen Abbau von Restmüll und zur Abluftreinigung von MBA-Anlagen. – Wasser Luft Boden H. 11–12, 69–72.

SCHINGITZ, M., SEIDEL, W. (1998): Vergasung von Rest- und Abfallstoffen nach Noell-Technologien. – In: TU Braunschweig/IWBT/ZAF (Hrsg.): Stoffstromspezifische Abfallbehandlung im Hinblick auf thermische Verfahren. – ZAF-Heft Nr. 13. – S. 175–203.

SCHOLZ, R., SCHULENBURG, F., BECKMANN, M. (2001a): Vergleich und Bewertung von Verfahren und Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung (Teil 1). – Umweltpraxis H. 5, 20–24.

SCHOLZ, R., SCHULENBURG, F., BECKMANN, M. (2001b): Vergleich und Bewertung von Verfahren und Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung (Teil 2). – Umweltpraxis H. 6, 20–25.

SOYEZ, K. (Hrsg.) (2001): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung: Technologien, Ablagerungsverhalten und Bewertung: Gesamtdarstellung der wissenschaftlichen Ergebnisse des Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 120. – 294 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1991): Sondergutachten Abfallwirtschaft. Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 720 S.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 390 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte in nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

STEGMANN, R., BIDLINGMAIER, W., BILITEWSKI, B. et al. (2001): Strategie zum Umgang mit Altdeponien. – Müll und Abfall 33 (7), 405–413.

STEGMANN, R., RITZKOWSKI, M., EHRIG, H.-J. (2000): Überlegungen zum Leitbild „Altdeponie“. – In: STEGMANN, R., RETTENBERGER, G., BIDLINGMAIER, W., EHRIG, H.-J. (Hrsg.): Deponietechnik 2000: Dokumentation der 2. Hamburger Abfallwirtschaftstage. – Stuttgart: Verlag Abfall aktuell. – Hamburger Berichte, Bd. 16. – S. 316–322.

STOCK, T., SCHMIDT, R., STADTMÜLLER, J., WEIGEL, H. (2001): Mehr als nur Müllverbrennung. Das Konzept der integrierten Abfallpyrolyse. – Verfahrenstechnik 35 (11), 12–14.

UBA (Umweltbundesamt) (1997a): Daten zur Umwelt. Ausgabe 1997. – Berlin: Erich Schmidt Verlag.

UBA (1997b): Jahresbericht 1997. – Berlin: UBA.

UBA (2001a): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. – Berlin: Erich Schmidt Verlag.

UBA (2001b): Thermische, mechanisch-biologische Behandlungsanlagen und Deponien für Rest-Siedlungsabfälle in der Bundesrepublik Deutschland. – UBA-FG III 3.3. – Broschüre, 5. Auflage (01/2001). – UBA: Berlin.

VOLLRATH, K. (1998): Kunststoffe aus Altautos: Vorfahrt für thermische Verwertung. – Wasser, Luft und Boden 45 (6), 61–62.

ZESCHMAR-LAHL, B., (2001): Die Auswirkungen der Abfall-Ablagerungsverordnung (AbfAblV) auf die Entwicklung der bundesdeutschen Abfallwirtschaft im Allgemeinen und den Markt für Ersatzbrennstoffe im Besonderen – Versuch einer Prognose für das Jahr 2005. – 4. Wetzlarer Abfalltag. – Internet: www.bzl.info/pub_vortraege.php (zuletzt aufgerufen im Mai 2002).

Kapitel 4.5

BAUM, H.-G. (2000): Regulierung versus Deregulierung der Abfallwirtschaft. – In: DIERKES, P. v., FLÄMIG, D. (Hrsg.): Perspektiven der Abfallwirtschaft in diesem Jahrtausend. – Neuruppin: TK-Verlag. – S. 61–73.

BAUM, H.-G., CANTNER, J. (1996): Neue Perspektiven in der Kostenerfassung, -optimierung und -umlage in der Siedlungsabfallwirtschaft. – Unveröffentlichter Forschungsbericht für das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. – Augsburg.

BAUM, H.-G., CANTNER, J. (1998): Regulierung versus Deregulierung der Abfallwirtschaft – 10 Thesen. – Augsburg: Bayerisches Institut für Abfallforschung. – BIfA-Texte Nr. 8, Februar 1998.

BAUM, H.-G., CANTNER, J., GÜNTHER, E. et al. (1998): Betriebswirtschaftliche Optimierung in der kommunalen Abfallwirtschaft – Abschlussbericht. – Materialien zur Abfallwirtschaft 1999. – Dresden: Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.

BAUMOL, W., PANZAR, J., WILLIG, R. (1982): Contestable markets and the theory of industry structure. – New York: Harcourt Brace Jovanovich Publ. – 510 S.

BILLIGMANN, F.-R. (2001): Die Rahmenbedingungen der Hausmüllentsorgung: Zuständigkeiten, Privatisierung und Liberalisierung – die Haltung der privaten Entsorgungswirtschaft. – In: HUTER, O., KÜHN, G., TOMERIUS, S. (Hrsg.): Privatisierung und Wettbewerb in der Abfallwirtschaft – Kommunale Hausmüllentsorgung vor neuen Herausforderungen. – Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik. – Reihe „Materialien“, Nr. 3/2001. – S. 103–128.

BORRMANN, J. (1999): Die Ausschreibung von Monopolstellungen – Probleme und Lösungsansätze. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 22 (3), 256–272.

BUDÄUS, D. (1998): Privatisierung öffentlich wahrgenommener Aufgaben – Grundlagen, Anforderungen und Probleme aus wirtschaftswissenschaftlicher Sicht. – In: GUSY, C. (Hrsg.): Privatisierung von Staatsaufgaben: Kriterien – Grenzen – Folgen. – Baden-Baden: Nomos. – S. 12–36.

BUDÄUS, D., GRÜNING, G. (1997): Public Private Partnership – Konzeption und Probleme eines Instruments zur Verwaltungsreform aus Sicht der Public Choice Theorie. – In: BUDÄUS, D., EICHHORN, P. (Hrsg.): Public Private Partnership. Neue Formen öffentlicher Aufgabenerfüllung. – Baden-Baden: Nomos. – S. 25–66.

BUSCH, B., VOSS, G. (2000): Deregulierung in der Entsorgungswirtschaft. – Köln: Deutscher Instituts-Verlag. – Beiträge zur Wirtschafts- und Sozialpolitik, Institut der deutschen Wirtschaft Köln, Bd. 256. – 42 S.

CANTNER, J. (1997): Die Kostenrechnung als Instrument der staatlichen Preisregulierung in der Abfallwirtschaft. – Heidelberg: Physica. – 556 S.

CANTNER, J. (2001): Marktbesonderheiten der Siedlungsabfallwirtschaft – Zur aktuellen Frage der Privatisierung der öffentlichen Abfallentsorgung. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 24 (1), 83–120.

DIECKMANN, M. (2000): Die Abgrenzung zwischen Abfallbeseitigung und Abfallverwertung. – Zeitschrift für Umweltrecht 11 (Sonderheft), 70–74.

DOLDE K.-P., VETTER, A. (1999): Rechtsfragen der Verwertung und Beseitigung von Abfällen. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 115. – 148 S.

EUWID (2001): DIHT fordert marktwirtschaftliche Umgestaltung der Abfallwirtschaft. – EUWID – Recycling und Entsorgung Nr. 20, 15. Mai 2001, S. 3.

FRITZ, A. (2001): Die Entsorgungswirtschaft im Spannungsfeld zwischen Abfallpolitik und Kartellrecht. – Frankfurt a.M.: Peter Lang. – 353 S.

GAWEL, E. (1994): Langfristige Grenzkosten als Maßstab der Gebührenkalkulation anlagenintensiver Entsorgungsbetriebe. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 17 (4), 479–489.

HAUSER, W. (1987): Die Wahl der Organisationsform kommunaler Einrichtungen. – Köln: W. Kohlhammer/Deutscher Gemeindeverlag. – 231 S.

HECHT, D. (1991): Möglichkeiten und Grenzen der Steuerung von Rückstandsmaterialströmen über den Abfallbeseitigungspreis. – Berlin: Duncker & Humblot. – 263 S.

HECHT, D., WERBECK, N. (1993): Ökonomie der Bereitstellung von Abfallbeseitigungskapazitäten – ein theoretischer Problemaufriss. – RWI-Mitteilungen 44/1993, 1–21.

HEIN, A. (1998): Privatisierung durch Ausschreibung: Ein effizientes Instrument zur Sicherung des öffentlichen Auftrags? – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 21 (4), 397–412.

HÖLSCHER, F. (1995): Öffentliche und private Abfalentsorgung. – Zeitschrift für Umweltrecht Jg. 6, 176–182.

HORVATH, P., HERTER, R. (1992): Benchmarking – Vergleich mit den Besten der Besten. – Controlling 4 (11), 4–11.

HUTER, O., BLEICHER, R. (1998): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen und die Rolle der Kommunen in der Abfallwirtschaft – eine erste Bewertung. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 11 (2), 156–161.

KIBELE, K. (2001): Grüntischig – oder: der 3. Senat des BVerwG zur Qualifizierung von gewerblichen Abfälle. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 20 (1), 42–44.

KLOCKOW, S. (1995): TA Siedlungsabfall: Brauchen wir zukünftig noch Abfalldeponien? – Müll und Abfall 27 (10), 692–700.

KOPYTZIOK, N. (2001): Neuer Ansatz notwendig. – Müll-Magazin H. 3, 55–66.

KRUSE, J. (1985): Ökonomie der Monopolregulierung. – Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht. – 487 S.

LOESCH, A. v. (1987): Privatisierung öffentlicher Unternehmen – Ein Überblick über die Argumente. – Baden-Baden: Nomos. – 144 S.

MAYER-RENSCHHAUSEN, M. (1996): Die Auswirkungen der Privatisierung öffentlicher Dienstleistungen auf die Umwelt am Beispiel von Energiewirtschaft und Abwasserbeseitigung. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 19 (1), 79–94.

MICHAELIS, P. (1991): Theorie und Politik der Abfallwirtschaft. – Berlin: Springer. – 189 S.

MICHAELIS, P. (2001): Staat oder Privat? Zu Wettbewerb und Effizienz in der Abfallentsorgung. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 14 (3/4) (im Druck).

MÜHLENKAMP, H. (1999): Eine ökonomische Analyse ausgewählter institutioneller Arrangements zur Erfüllung öffentlicher Aufgaben. – Baden-Baden: Nomos. – 329 S.

OTT, I., WEIN, T. (1997): Markteintrittsbarriere bei der Ausschreibung eines natürlichen Monopols am Beispiel der Müll- und Wertstoffabfuhr im Landkreis Lüneburg. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 20 (1), 18–34.

PETERSEN, F. (2001): Die kommunale Abfallentsorgung – Auf der Gratwanderung zwischen Daseinsvorsorge und Liberalisierung. – In: DOLDE, K.-P. (Hrsg.): Umweltrecht im Wandel: Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht (GfU). – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 575–612.

PETERSEN, F., RID, U. (1995): Das neue Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. – Neue Juristische Wochenschrift 48 (1), 7–14.

POMMEREREHNE, W. (1990): Genügt bloßes Reprivatisieren? – In: AUFDERHEIDE, D. (Hrsg.): Deregulierung und Privatisierung. – Stuttgart: Kohlhammer. – S. 27–63.

REESE, M. (2000): Neues vom Kampf um den Abfall. – Zeitschrift für Umweltrecht 11 (6), 410–417.

RUTKOWSKI, S. (1998): Abfallpolitik in der Kreislaufwirtschaft. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – 585 S.

SCHEELE, U. (1993): Privatisierung von Infrastruktur. Möglichkeiten und Alternativen. – Köln: Bund Verlag. – 293 S.

SCHINK, A. (2001): Zur weiteren Liberalisierung im Bereich der Abfallentsorgung aus rechtlicher Sicht. – In: HENDLER, R. (Hrsg.): Abfallentsorgung zwischen Wettbewerb und hoheitlicher Lenkung. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 105–136.

SCHULTZ, K.-P. (1997): Wettbewerb in der Entsorgungswirtschaft. – In: BONUS, H. (Hrsg.): Umweltschutz und Wettbewerb. – Berlin: Erich Schmidt Verlag. – S. 107–133.

SPELTHAHN, S. (1994): Privatisierung natürlicher Monopole – Theorie und internationale Praxis am Beispiel Wasser und Abwasser. – Wiesbaden: Gabler. – 244 S.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1996) Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 388 S.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 688 S.

STRACKE, D. (1998): Regulierung eines natürlichen Monopols – aufgezeigt am Beispiel der Abwasserbeseitigung. – In: NISIPEANU, P. (Hrsg.): Privatisierung der Abwasserbeseitigung. – Berlin, Wien: Blackwell. – S. 189–200.

TETTINGER, P., MANN, T. (1995): Privatisierung der Abfallentsorgung. – In: THOME-KOZMIENSKY, K. (Hrsg.): Management der Kreislaufwirtschaft. – Berlin: EF Verlag für Energie- und Umwelttechnik. – S. 148–155.

VERSTEYL, L.-A., WENDENBURG, H. (1994): Änderungen des Abfallrechts. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 13 (9), 833–843.

VEST, P. (1998): Die formelle Privatisierung öffentlicher Unternehmen – Eine Effizienzanalyse anhand betriebswirtschaftlicher Kriterien der Rechtsformwahl. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 21 (2), 189–202.

WAGNER, J. (2000): Organisations- und Rechtsformwahl in der öffentlichen Siedlungsabfallwirtschaft. – Frankfurt a. M.: Peter Lang. – 435 S.

WEIDEMANN, C. (1997): Kreislaufwirtschaft contra dezentrale Verwaltungswirtschaft. – Gewerbearchiv 43 (8), 311–319.

WINDEL, P. (1999): Die Festlegung der gemischtwirtschaftlichen GmbH auf politische Ziele. – Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen 22 (1), 52–65.

WÖBBEKING, K. H., THOMAT, W. (1988): Die Kostenproblematik großräumiger Entsorgungsstrategien. – Müll und Abfall 20 (6), 202–207.

Verzeichnis der Abkürzungen

AbfAblV	=	Abfallablagerungsverordnung
AbfG	=	Abfallgesetz
AbfKlärV	=	Klärschlammverordnung
AbfVerbrVO	=	Abfallverbringungsverordnung
Abs.	=	Absatz
Abschn.	=	Abschnitt
ACEA	=	Association des Constructeurs Européen d'Automobiles
a. F.	=	alte Fassung
AG	=	Arbeitsgemeinschaft
AGÖL	=	Arbeitsgemeinschaft ökologischer Landbau
AGU	=	Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen
AK	=	Arhus-Konvention
Al_2O_3	=	Aluminiumoxid, Tonerde
Altauto VO	=	Altautoverordnung
AltfahrzeugV	=	Altfahrzeugverordnung
AltholzV-E	=	Entwurf einer Altholzverordnung
AOX	=	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene, Halogenverbindungen
ARGE-Altauto	=	Arbeitsgemeinschaft Altauto
Art.	=	Artikel
ASSURE	=	Association for Sustainable Use and Recovery of Resources in Europe
ASU/UNI	=	Arbeitsgemeinschaft selbstständiger Unternehmer e.V./Unternehmerinstitut
AT_4-Wert	=	Atmungsaktivität
AUEU	=	Ausschuss für das Umweltzeichen der Europäischen Union
AWZ	=	Ausschließliche Wirtschaftszone
Az.	=	Aktenzeichen
BAG	=	Bundesamt für Güterverkehr
BauGB	=	Baugesetzbuch
BbodSchG	=	Bundesbodenschutzgesetz
BDE	=	Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft
BDI	=	Bundesverband der Deutschen Industrie
BGBl.	=	Bundesgesetzblatt
BGL(-Verfahren)	=	British Gas/Lurgi-Verfahren für Schlackebadvergasungsverfahren
BImSchV	=	Verordnung zum BundesImmissionsschutzgesetz
BiomasseV	=	Biomasseverordnung
BIP	=	Bruttoinlandsprodukt

BMELF	=	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
BMU	=	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVBW	=	Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen
BMVEL	=	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BMWi	=	Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
BNatSchGNeuregG	=	Gesetz zur Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes
BNatSchG n. F.	=	Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes
BRAM	=	Brennstoff aus Müll
BR-Drs.	=	Bundesratsdrucksache
BREFs	=	Best Available Technique Reference Dokuments
BSB_5	=	biochemischer Sauerstoffbedarf
BSE	=	Bovine spongiforme Enzephalopathie
BSP	=	Bruttosozialprodukt
BT-Drs.	=	Bundestagsdrucksache
BUA	=	Beratergremium für Umweltrelevante Altstoffe
BUND	=	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
BverwG	=	Bundesverwaltungsgericht
BVT	=	Best Verfügbare Techniken
CaO	=	Calciumoxid
Cd	=	Cadmium
CEN	=	Comité Européen de Normalisation
CH_4	=	Methan
ChemG	=	Chemikaliengesetz
CMA	=	Centrale Marketinggesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft
CO_2	=	Kohlendioxid
Cr	=	Chrom
CRP	=	C-reaktives Protein
CSB	=	chemischer Sauerstoffbedarf
CSD	=	United Nations Commission on Sustainable Development
CTI	=	Climate Technology Initative
Cu	=	Kupfer
dB	=	Dezibel (dB (A): Korrektur nach Bewertungskurve A)
DEFRA	=	Department for Environment, Food and Rural Affairs
DEHP	=	Di(2-ethylhexyl)phthalat
DIHT	=	Deutscher Industrie und Handelstag
DIN	=	Deutsche Industrienorm; Deutsches Institut für Normung
DIW	=	Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
DMG	=	Düngemittelgesetz

DSD	=	Duales System Deutschland AG
EAGFL	=	Europäischer Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft
ECB	=	Europäisches Chemikalienbüro
ECCP	=	European Climate Change Programme
ECOFIN	=	Rat der Europäischen Union für Wirtschaft und Finanzen
EEA	=	European Environment Agency
EEG	=	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	=	Europäische Gemeinschaft
EGV	=	EG-Vertrag, Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
EINECS	=	European Inventory of Existing Chemical Substances
EIPPCB	=	Europäisches IPPC-Büro
EKC	=	Environmental Kuznets Curve
ELINCS	=	European List of New Chemical Substances
EMAS	=	Eco-Management and Audit Scheme
EMAS-PrivVE	=	Entwurf einer EMAS Privilegierungsverordnung
EnEV	=	Energieeinsparverordnung
EPER	=	European Pollutants Emission Register
ESPON	=	European Spatial Planning Observatory
EU	=	Europäische Union
EuGH	=	Europäischer Gerichtshof
EUROSTAT	=	Statistical Office of the European Commission
EUZBLG	=	Gesetz über die Zusammenarbeit von Bund und Ländern in Angelegenheiten der Europäischen Union
EWG	=	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EWI	=	Energiewirtschaftliches Institut an der Universität Köln
FAL	=	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
FCCC	=	Framework Convention on Climate Change
FCKW	=	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
Fe_2O_3	=	Eisenoxid
FFH-Richtlinie	=	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
FKW	=	Perfluorierte Kohlenwasserstoffe
FuE	=	Forschung und Entwicklung
GAK	=	Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“
GATS	=	General Agreement on Trade in Services
GATT	=	General Agreement on Tarifs and Trade
GD	=	Generaldirektion
GDCh	=	Gesellschaft Deutscher Chemiker
GenTG	=	Gentechnikgesetz
GG	=	Grundgesetz

GGO	=	Gemeinsame Geschäftsordnung der Bundesregierung
GMBl.	=	Gemeinsames Ministerialblatt
GuD	=	Gas- und Dampf (-kraftwerk)
GVM	=	Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung
GWB	=	Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkung
ha	=	Hektar
H-FKW	=	Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe
Hg	=	Quecksilber
HM	=	Hausmüll
HmäGA	=	hausmüllähnliche Gewerbeabfälle
ICES	=	International Council for the Exploration of the Sea
ICNIRP	=	International Commission for Non-Ionizing Radiation Protection
ICRP	=	International Commission for Radiation Protection
IFCS	=	Intergovernmental Forum for on Chemical Safety
IGBP	=	International Geosphere-Biosphere-Programme
IMPEL	=	European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law
IVU-Richtlinie	=	Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IPPC=Integrated Pollution Prevention and Control)
IWF	=	Internationaler Währungsfond
Kap.	=	Kapitel
KfW	=	Kreditanstalt für Wiederaufbau
KJ	=	Kilojoule
KMU	=	kleine und mittlere Unternehmen
KrW-/AbfG	=	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
KW	=	Kilowatt
KWh	=	Kilowattstunde
KWK	=	Kraft-Wärme-Kopplung
L	=	Schallpegel
LAbfG NW	=	Nordrhein-Westfälisches Landesabfallgesetz
LAGA	=	Länderarbeitsgruppe Abfall
LAS	=	lineare Alkylbenzolsulfonate
L_{eq}	=	energieäquivalenter Dauerschallpegel ($L_{eq\,(3)}$, $L_{eq\,(4)}$)
L_{max}	=	Maximalpegel
m. w. N.	=	mit weiteren Nachweisen
MBA	=	mechanisch-biologische Abfallvorbehandlung
mg	=	Milligramm
Mg	=	Megagramm
µT	=	Mikrotesla
Mio.	=	Million(en)

MIT	=	Massachusetts Institute of Technology
MJ	=	Megajoule
Mrd.	=	Milliarden
MUNLV NRW	=	Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MVA	=	Müllverbrennungsanlage
MW	=	Megawatt (106 Watt)
n. F.	=	neue Fassung
N_2O	=	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
NH_3	=	Ammoniak
Ni	=	Nickel
NO	=	Stickstoffmonoxid
NO_x	=	Stickstoffoxide
NPE	=	Nonylphenol und Nonylphenolethoxylate mit 1 oder 2 Ethoxygruppen
NRW	=	Nordrhein-Westfalen
NVwZ	=	Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht
o. J.	=	ohne Jahresangabe
OECD	=	Organisation for Economic Cooperation and Development
OPEC	=	Organisation of the Petroleum Exporting Countries
ÖPNV	=	Öffentlicher Personennahverkehr
OVG	=	Oberverwaltungsgericht
P_2O_5	=	Phosphat
PAK	=	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	=	Blei
PCB	=	polychlorierte Biphenyle
PCDD	=	Polychlordibenzodioxin
PCDF	=	Polychlordibenzofuran
PCP	=	Pentachlorphenol
PCT	=	polychlorierte Terphenyle
PE	=	Polyethylen
PET	=	Polyethylenterephthalat
PfSchG	=	Pflanzenschutzgesetz
PKA(-Verfahren)	=	Pyrolyse-Kraftanlagen-Verfahren
PLN	=	Polnische Zloty
PM	=	Particulate Matter (Durchmesser 0,1 µm, 2,5 µm, 10 µm), Feinstäube
PP	=	Polypropylen
ppmv	=	parts per million (Volumen), $1:10^{-6}$
PRTR	=	pollutant release and transfer register

PS	=	Polystyrol
PVC	=	Polyvinylchlorid
QSAR	=	Quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen
RCP(-Verfahren)	=	recycled clean products
REACH	=	Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals
RL	=	Richtlinie
RN	=	Randnummer
RoHS	=	Restrictions on the Use of Certain Hazardous Substances
Rs.	=	Rechtssache
S.	=	Seite
s.	=	siehe
SAR	=	Spezifische Absorptionsrate
SF_6	=	Schwefelhexaflourid
SFA	=	Stoffflussanalyse
SiO_2	=	Siliciumoxid, Kieselsäure
SKE	=	Steinkohleeinheit
SM	=	Sperrmüll
SO_2	=	Schwefeldioxid
sog.	=	sogenannt
SPD	=	Sozialdemokratische Partei Deutschlands
SRU	=	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
SRW	=	Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung
StALA	=	Ständiger Abteilungsleiterausschuss
StUÄ	=	Staatliche Umweltämter Nordrhein-Westfalens
StVZO	=	Straßenverkehrszulassungsordnung
SUP	=	Strategische Umweltverträglichkeitsprüfung
„2SV“(-Verfahren)	=	Sauerstoff-Schmelz-Vergasung
t	=	Tonne (10^6 g)
TA Luft	=	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TA Siedlungsabfall (TASi)	=	Technische Anleitung Siedlungsabfall
Tab.	=	Tabelle
TAC	=	Technical Adaption Committee
TERM	=	Transport and Environment Reporting Mechanism (EU-Mechanismus für die Berichterstattung über Verkehr und Umwelt)
TOC	=	Total Organic Carbon
TRIPS	=	Trade Related Aspects of Intellectual Property Rights
TS	=	Trockensubstanz
TSP	=	Total Suspended Particulates (Absolute Anzahl an gelösten Partikeln)

TWh	=	Terrawattstunden
Tz.	=	Textziffer
UAG	=	Umweltauditgesetz
UBA	=	Umweltbundesamt
UG	=	Umweltgutachten
UGB	=	Umweltgesetzbuch
UGB-KomE	=	Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch
UMK	=	Umweltministerkonferenz
UNCED	=	United Nations Conference on Environment and Development (Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung)
UNCLOS	=	United Nations Convention of the Law of the Sea
UNICE	=	Union of Industrial and Employers' Confederations of Europe
Urt. v.	=	Urteil vom
UV	=	ultraviolett
UVP	=	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVP-II-Richtlinie	=	Richtlinie 97/11/EG des Rates vom 3. März 1997 zur Änderung der Richtlinie 85/337/EWG über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen Projekten
UVP-I-Richtlinie	=	Richtlinie 85/337/EWG über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen Projekten
UWG	=	Gesetz gegen den unlauteren Wettbewerb
VCI	=	Verband der Chemischen Industrie
VDA	=	Verband der Automobilindustrie
VerpackV	=	Verpackungsverordnung
VGH	=	Verwaltungsgerichtshof
vgl.	=	vergleiche
VKU	=	Verband Kommunaler Unternehmen
VOC	=	Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Verbindungen)
VOSL	=	Value Of a Statistical Life
W	=	Watt (Einheit der Leistung)
WBGU	=	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WEEE	=	Waste from Electrical and Electronic Equipment
Wh	=	Wattstunde (Einheit der Arbeit, Energie)
WHG	=	Wasserhaushaltsgesetz
WTO	=	World Trade Organisation
z. B.	=	zum Beispiel
z. T.	=	zum Teil
Zn	=	Zink
ZUR	=	Zeitschrift für Umweltrecht

Stichwortverzeichnis

(Die Zahlenangaben beziehen sich auf Textziffern.)

Veröffentlichungsverzeichnis

Gutachten und veröffentlichte Stellungnahmen des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

(zu beziehen im Buchhandel oder direkt vom Verlag Metzler-Poeschel, SFG Servicecenter Fachverlage GmbH, Postfach 4343, 72774 Reutlingen, Telefon 07071/935350, Telefax 07071/935335; Bundestagsdrucksachen über Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 13 20, 53003 Bonn)

Auto und Umwelt

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1973, 104 S., kart.
vergriffen

Die Abwasserabgabe

– Wassergütewirtschaftliche und gesamtökonomische Wirkungen –

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1974, 90 S., kart.
vergriffen

Umweltgutachten 1974

Stuttgart: Kohlhammer, 1974, 320 S., Plast.
vergriffen
zugleich Bundestagsdrucksache 7/2802

Umweltprobleme des Rheins

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1976, 258 S., Plast., DM 20,-
Best.-Nr.: 780004-760000
zugleich Bundestagsdrucksache 7/5014

Umweltgutachten 1978

Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 638 S., Plast.
ISBN 3-17-003173-2
vergriffen
zugleich Bundestagsdrucksache 8/1938

Stellungnahme zur Verkehrslärmschutzgesetzgebung

1979; erschienen in: Umwelt Nr. 70, hrsg. vom Bundesministerium des Innern, Bonn

Umweltchemikalien

– Entwurf eines Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen –

Stellungnahme, Bonn 1979, 74 S.
= Umweltbrief Nr. 19, hrsg. vom Bundesminister des Innern, Bonn
ISSN 0343-1312

Umweltprobleme der Nordsee

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1980, 508 S., Plast.
ISBN 3-17-003214-3
vergriffen
zugleich Bundestagsdrucksache 9/692

Energie und Umwelt

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1981, 190 S., Plast., DM 19,-
ISBN 3-17-003238-0
Best.-Nr.: 7800105-81901
zugleich Bundestagsdrucksache 9/872

Flüssiggas als Kraftstoff

– Umweltentlastung, Sicherheit und Wirtschaftlichkeit von flüssiggasgetriebenen Kraftfahrzeugen –

Stellungnahme, Bonn 1982, 32 S.
= Umweltbrief Nr. 25, hrsg. vom Bundesminister des Innern, Bonn
ISSN 0343-1312

Waldschäden und Luftverunreinigungen

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 172 S., Plast., DM 21,-
ISBN 3-17-003265-8
Best.-Nr.: 7800106-83902
zugleich Bundestagsdrucksache 10/113

Umweltprobleme der Landwirtschaft

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 423 S., Plast., DM 31,-
ISBN 3-17-003285-2
vergriffen
zugleich Bundestagsdrucksache 10/3613

Sachbuch Ökologie–Umweltprobleme der Landwirtschaft

Wolfgang Haber und Jürgen Salzwedel, hrsg. vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1992, 186 S. mit Farbbildern, Abbildungen und Tabellen, kart., DM 29,80
ISBN 3-8246-0334-9
Best.-Nr.: 7800190-92901

Luftverunreinigungen in Innenräumen

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1987, 110 S., Plast., DM 22,-
ISBN 3-17-003361-1
Best.-Nr.: 7800108-87901
zugleich Bundestagsdrucksache 11/613

Umweltgutachten 1987

Stuttgart: Kohlhammer 1988, 674 S., Plast., DM 45,-
ISBN 3-17-003364-6
Best.-Nr.: 7800203-87902
zugleich Bundestagsdrucksache 11/1568

Stellungnahme zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung in das nationale Recht

November 1987, hrsg. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bonn, 15 S.; erschienen auch in: Deutsches Verwaltungsblatt, 1. Januar 1988

Altlasten

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1990, 304 S., Plast., DM 32,-
ISBN 3-8246-0059-5
Best.-Nr.: 7800109-89901
zugleich Bundestagsdrucksache 11/6191

Abfallwirtschaft

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 720 S., kart., DM 45,-
ISBN 3-8246-0073-0
Best.-Nr.: 7800110-90901
zugleich Bundestagsdrucksache 11/8493

Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 75 S., kart., DM 20,-
ISBN 3-8246-0074-9
Best.-Nr.: 7800111-90902
zugleich Bundestagsdrucksache 11/8123

Stellungnahme zum Entwurf des Rückstands- und Abfallwirtschaftsgesetzes (RAWG)

April 1993, erschienen in: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Jg. 6 (1993), H. 2, sowie im Umweltgutachten 1994, Anhang A

Stellungnahme zum Verordnungsentwurf nach § 40 Abs. 2 Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG)

Mai 1993, erschienen in: Umwelt
Nr. 10/1993, hrsg. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, sowie im Umweltgutachten 1994, Anhang A

Stellungnahme zum Entwurf des Gesetzes zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)

November 1993, erschienen im Umweltgutachten 1994, Anhang A

Umweltgutachten 1994

Stuttgart: Metzler-Poeschel 1994, 384 S., kart., DM 68,-
ISBN 3-8246-0366-7
Best.-Nr.: 7800204-94901
zugleich Bundestagsdrucksache 12/6995

Altlasten II

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1995, 285 S., kart., DM 49,-
ISBN 3-8246-0367-5
Best.-Nr.: 7800112-94902
zugleich Bundestagsdrucksache 13/380

Sommersmog

Drastische Reduktion der Vorläufersubstanzen des Ozons notwendig

Stellungnahme
erschienen in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 8 (1995), H. 2

Umweltgutachten 1996

Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 468 S., DM 68,-
ISBN 3-8246-0545-7
Best.-Nr.: 7800205-96902
zugleich Bundestagsdrucksache 13/4108

Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 127 S., DM 32,-
ISBN 3-8246-0544-9
Best.-Nr.: 7800113-96901
zugleich Bundestagsdrucksache 13/4109

(Bei der gemeinsamen Bestellung des Umweltgutachtens 1996 und des Sondergutachtens Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume Best.-Nr.: 7800401-96907, DM 84,-)

Umweltgutachten 1998

Umweltschutz : Erreichtes sichern – Neue Wege gehen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 390 S., DM 68,-
ISBN 3-8246-0561-9
Best.-Nr.: 7800206-97902
zugleich Bundestagsdrucksache 13/10195

Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz

Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung
Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 208 S., DM 38,-
ISBN 3-8246-0560-0
Best.-Nr.: 7800114-97901
zugleich Bundestagsdrucksache 13/10196

(Bei der gemeinsamen Bestellung des Umweltgutachtens 1998 und des Sondergutachtens Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz Best.-Nr.: 7800402-97907, DM 88,-)

Umwelt und Gesundheit

Risiken richtig einschätzen
Sondergutachten
Dezember 1999
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 252 S., DM 38,-
ISBN 3-8246-0604-6
Best.-Nr.: 7800115-99901
zugleich Bundestagsdrucksache 14/2300

Umweltgutachten 2000

Schritte ins nächste Jahrtausend
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 685 S., € 45,50
ISBN 3-8246-0620-8
Best.-Nr. 7800207-00902
zugleich Bundestagsdrucksache 14/3363

Stellungnahmen des Umweltrates im Internet

Stellungnahme zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes
Stand 2. Februar 2001 www.umweltrat.de/naturs.htm

Stellungnahme zum Ziel einer 40-prozentigen CO_2-Reduzierung
Stand 19. Dezember 2001 www.umweltrat.de/co2red.htm

Stellungnahme zum Regierungsentwurf zur deutschen Nachhaltigkeitsstrategie
vom 13. Februar 2002 www.umweltrat.de/stel-nst.htm

Stellungnahme zur Anhörung der Monopolkommission zum Thema „Wettbewerb in der Kreislauf- und Abfallwirtschaft“
vom 18. Februar 2002 www.umweltrat.de/stel-mon.htm

Materialien zur Umweltforschung

herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen

(zu beziehen im Buchhandel oder vom Verlag Metzler-Poeschel, SFG Servicecenter Fachverlage GmbH, Postfach 4343, 72774 Reutlingen, Telefon 07071/935350, Telefax 07071/935393 und 33653)

Nr. 1:

Einfluß von Begrenzungen beim Einsatz von Umweltchemikalien auf den Gewinn landwirtschaftlicher Unternehmen

von Prof. Dr. Günther Steffen und Dr. Ernst Berg
Stuttgart: Kohlhammer, 1977, 93 S., kart., DM 20,-
ISBN 3-17-003141-4
vergriffen

Nr. 2:

Die Kohlenmonoxidemissionen in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974 und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1973 und 1974

von Dipl.-Ing. Klaus Welzel und Dr.-Ing. Peter Davids
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 322 S., kart., DM 25,-
ISBN 3-17-003142-2
Best.-Nr.: 7800302-78901

Nr. 3:

Die Feststoffemissionen in der Bundesrepublik Deutschland und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974

von Dipl.-Ing. Horst Schade und Ing. (grad.) Horst Gliwa
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 374 S., kart., DM 25,-
ISBN 3-17-003143-0
Best.-Nr.: 7800303-78902

Nr. 4:

Vollzugsprobleme der Umweltpolitik – Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes

von Prof. Dr. Renate Mayntz u. a.
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 815 S., kart.
ISBN 3-17-003144-9
vergriffen

Nr. 5:

Photoelektrische Solarenergienutzung – Technischer Stand, Wirtschaftlichkeit, Umweltverträglichkeit

von Prof. Dr. Hans J. Queisser und Dr. Peter Wagner
Stuttgart: Kohlhammer, 1980, 90 S., kart.
ISBN 3-17-003209-7
vergriffen

Nr. 6:

Materialien zu „Energie und Umwelt“

Stuttgart: Kohlhammer, 1982, 450 S., kart., DM 38,-
ISBN 3-17-003242-9
Best.-Nr.: 7800306-82901

Nr. 7:

Möglichkeiten der Forstbetriebe, sich Immissionsbelastungen waldbaulich anzupassen bzw. deren Schadwirkungen zu mildern

von Prof. Dr. Dietrich Mülder
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 124 S., kart.
ISBN 3-17-003275-5
vergriffen

Nr. 8:

Ökonomische Anreizinstrumente in einer auflagenorientierten Umweltpolitik – Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der amerikanischen Luftreinhaltepolitik –

von Prof. Dr. Horst Zimmermann
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 60 S., kart.
ISBN 3-17-003279
vergriffen

Nr. 9:

Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln und die dabei auftretenden Umweltprobleme

von Prof. Dr. Rolf Diercks
Stuttgart: Kohlhammer, 1984, 245 S., kart.
ISBN 3-17-003284-4
vergriffen

Nr. 10:

Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht

von Prof. Dr. Dietrich Sauerbeck
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 260 S., kart.
ISBN 3-17-003312-3
vergriffen

Nr. 11:

Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion

von Prof. Dr. Günther Weinschenck und Dr. Hans-Jörg Gebhard
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 107 S., kart.
ISBN 3-17-003319-0
vergriffen

Nr. 12:

Düngung und Umwelt

von Prof. Dr. Erwin Welte und Dr. Friedel Timmermann
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 95 S., kart.
ISBN 3-17-003320-4
vergriffen

Nr. 13:

Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie

von Prof. Dr. Klaus H. Domsch
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 72 S., kart., DM 16,-
ISBN 3-17-003321-2
vergriffen

Nr. 14:

Zielkriterien und Bewertung des Gewässerzustandes und der zustandsverändernden Eingriffe für den Bereich der Wasserversorgung

von Prof. Dr. Heinz Bernhardt und Dipl.-Ing Werner Dietrich Schmidt
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 297 S., kart., DM 26,-
ISBN 3-17-003388-3
Best.-Nr.: 7800314-88901

Nr. 15:

Umweltbewußtsein – Umweltverhalten

von Prof. Dr. Meinolf Dierkes und Dr. Hans-Joachim Fietkau
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 200 S., kart., DM 23,-
ISBN 3-17-003391-3
Best.-Nr.: 7800315-88902

Nr. 16:

Derzeitige Situationen und Trends der Belastung der Nahrungsmittel durch Fremdstoffe

von Prof. Dr. G. Eisenbrand, Prof. Dr. H. K. Frank, Prof. Dr. G. Grimmer, Prof. Dr. H.-J. Hapke, Prof. Dr. H.-P. Thier, Dr. P. Weigert
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 237 S., kart., DM 25,-
ISBN 3-17-003392-1
Best.-Nr.: 7800316-88903

Nr. 17:

Wechselwirkungen zwischen Freizeit, Tourismus und Umweltmedien – Analyse der Zusammenhänge

von Prof. Dr. Jörg Maier, Dipl.-Geogr. Rüdiger Strenger, Dr. Gabi Tröger-Weiß
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 139 S., kart., DM 20,-
ISBN 3-17-003393-X
Best.-Nr.: 7800317-88904

Nr. 18:

Die Untergrund-Deponie anthropogener Abfälle in marinen Evaporiten

von Prof. Dr. Albert Günter Herrmann
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 101 S., kart., DM 20,-
ISBN 3-8246-0083-8
Best.-Nr.: 7800318-91901

Nr. 19:

Untertageverbringung von Sonderabfällen in Stein- und Braunkohleformationen

von Prof. Dr. Friedrich Ludwig Wilke
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 107 S., DM 20,-
ISBN 3-8246-0087-0
Best.-Nr.: 7800319-91902

Nr. 20:

Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien

von Dr. Hans-Dieter Nagel, Dr. Gerhard Smiatek, Dipl. Biol. Beate Werner
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 77 S., kart. DM 24,-
ISBN 3-8246-0371-3
Best.-Nr.: 7800320-94903

Nr. 21:

Umweltpolitische Prioritätensetzung – Verständigungsprozesse zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft —

von RRef. Gotthard Bechmann, Dipl. Vw. Reinhard Coenen, Dipl. Soz. Fritz Gloede
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 133 S., kart., DM 20,-
ISBN 3-8246-0372-1
Best.-Nr.: 7800321-94904

Nr. 22:

Bildungspolitische Instrumentarien einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

von Prof. Gerd Michelsen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 87 S., kart., DM 20,-
ISBN 3-8246-0373-X
Best.-Nr.: 7800322-94905

Nr. 23:

Rechtliche Probleme der Einführung von Straßenbenutzungsgebühren

von Prof. Dr. Peter Selmer, Prof. Dr. Carsten Brodersen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 46 S., kart., DM 15,-
ISBN 3-8246-0379-9
Best.-Nr.: 7800323-94906

Nr. 24:

Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung

von Dipl. Vw. Klaus Rennings
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 226 S.,kart., DM 20,-
ISBN 3-8246-0381-0
Best.-Nr.: 7800324-94907

Nr. 25:

Die Rolle der Umweltverbände in den demokratischen und ethischen Lernprozessen der Gesellschaft

Oswald von Nell-Breuning-Institut
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 188 S., kart., DM 24,-
ISBN: 3-8246-0442-6
Best.-Nr. 7800325-96903

Nr. 26:

Gesamtinstrumentarium zur Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung

von Prof. Dr. Siegfried Bauer, Jens-Peter Abresch, Markus Steuernagel
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 400 S., kart., DM 24,-
ISBN: 3-8246-0443-4
Best.-Nr. 7800326-96904

Nr. 27:

Honorierung ökologischer Leistungen in der Forstwirtschaft

von Prof. Dr. Ulrich Hampicke
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 164 S., kart., DM 24,-
ISBN: 3-8246-0444-2
Best.-Nr. 7800327-96905

Nr. 28:

Institutionelle Ressourcen bei der Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung

von Prof. Dr. Karl-Hermann Hübler, Dipl.. Ing. Johann Kaether
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 140 S., kart., DM 24,-
ISBN: 3-8246-0445-0
Best.-Nr. 7800328-96906

Nr. 29:

Grundwassererfassungssysteme in Deutschland

von Prof. Dr. Dietmar Schenk und Dr. Martin Kaupe
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 226 S., mit farbigen Karten, kart., DM 24,-
ISBN: 3-8246-0562-7
Best.-Nr.: 7800329-97903

Nr. 30:

Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (dargestellt am Beispiel des Schwefelkreislaufes)

von PD Dr. Karl-Heinz Feger
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 120 S., kart., DM 24,-
ISBN: 3-8246-0563-5
Best.-Nr.: 7800330-97904

Nr. 31:

Zu Umweltproblemen der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Pflanzen

(Doppelband)
von Prof. Dr. Alfred Pühler (Einfluss von freigesetzten und inverkehrgebrachten gentechnisch veränderten Organismen auf Mensch und Umwelt) und von Dr. Detlef Bartsch und Prof. Dr. Ingolf Schuphan (Gentechnische Eingriffe an Kulturpflanzen. Bewertung und Einschätzungen möglicher Probleme für Mensch und Umwelt aus ökologischer und pflanzenphysiologischer Sicht)
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 128 S., kart., DM 24,-
ISBN: 3-8246-0564-3
Best.-Nr.: 7800331-97905

Nr. 32:

Umweltstandards im internationalen Handel

von Dipl.-Vw. Karl Ludwig Brockmann, Dipl.-Vw. Suhita Osório-Peters, Dr. Heidi Bergmann (ZEW)
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 80 S., kart., DM 24,-
ISBN: 3-8246-0565-1
Best.-Nr. 7800332-97906

Nr. 33:

Gesundheitsbegriff und Lärmwirkungen

von Prof. Dr. Gerd Jansen, Dipl.-Psych. Gert Notbohm, Prof. Dr. Sieglinde Schwarze
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1999; 222 S., div. Abb., kart., DM 20,-
ISBN: 3-8246-0605-4
Best.-Nr.: 7800333-99903

Nr. 34:

Die umweltpolitische Dimension der Osterweiterung der Europäischen Union: Herausforderungen und Chancen

von Dipl.-Pol. Alexander Carius, Dipl.-Pol. Ingmar von Homeyer, RAin Stefani Bär
(Ecologic, Gesellschaft für Internationale und Europäische Umweltforschung, Berlin)
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 138 S., DM 20,-
ISBN 3-8246-0621-6
Best.-Nr.: 7800334-00901

Nr. 35:

Waldnutzung in Deutschland – Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung

von Prof. Dr. Harald Plachter, Dipl.-Biologin Jutta Kill (Fachgebiet Naturschutz, Fachbereich Biologie, Universität Marburg); Prof. Dr. Karl-Reinhard Volz, Frank Hofmann, Dipl.-Volkswirt Roland Meder (Institut für Forstpolitik, Universität Freiburg)
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 298 S., DM 24,-
ISBN 3-8246-0622-4
Best.-Nr.: 7800335-00902



Druck: MuK. Medien- und Kommunikations GmbH, Berlin
Vertrieb: Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 13 20, 53003 Bonn, Telefon: 02 28 / 3 82 08 40, Telefax: 02 28 / 3 82 08 44
ISSN 0722-8333